



Università degli studi di Pisa

Dipartimento di Scienze Agrarie Alimentari e Agro-
Ambientali

Corso di laurea magistrale in produzioni agroalimentari e gestione
degli agrosistemi - *curriculum* Produzioni Agroalimentari.

*Fitodepurazione per piccoli insediamenti urbani: verifica
dell'efficienza e confronto con impianti tradizionali.*

Relatore: Chiar.mo Prof. Ing. Pier Gino Megale

Correlatrice: Dott.ssa Beatrice Pucci

Candidato: Stefano Esposito

Anno Accademico 2014-2015

L'acqua è la sostanza da cui traggono origine tutte le cose; la sua scorrevolezza spiega anche i mutamenti delle cose stesse.

Questa concezione deriva dalla constatazione che animali e piante si nutrono di umidità, che gli alimenti sono ricchi di succhi e che gli esseri viventi si disseccano dopo la morte.

Talete

Indice

Capitolo primo

- Introduzione	1
- Ringraziamenti	5
- Origine e cenni storici dell'inquinamento idrico	7
- Inquadramento normativo	9
- Composizione delle acque reflue: Caratteristiche generali	12
- Breve cenno dei processi depurativi degli impianti tecnologici:	14
• Processi fisici	16
• Processi chimici	17
• Processi biologici	18
- I processi aerobici e anaerobici	20
- I processi di rimozione: Nitrificazione, Denitrificazione e Defosforazione	22
- I parametri adottati nelle analisi delle acque reflue.	25
- Differenza della depurazione tra i sistemi naturali con i sistemi tecnologici.	31

Capitolo secondo

- La fitodepurazione dai primi studi a oggi	35
- Breve descrizione dei sistemi di fitodepurazione impiegati	38
• Sistemi a flusso sub - superficiale orizzontale (SFSh o HF).	39

• Sistemi a flusso sub - superficiale verticale (SFSv o VF)	41
• Sistemi a flusso libero (FWS).	43
• Sistemi combinati o ibridi	46

Capitolo terzo

Le scelte di progettazione:	49
• Dimensionamento	50
• Medium di riempimento	53
• Vegetazione	54
• Impermeabilizzazione	60

Capitolo quarto

- Descrizione tecnica dell'impianto di Sant'Andrea in Caprile	61
- Analisi del carico organico, fisico e chimico dell'impianto	63
- Confronto tra un impianto tradizionale e di fitodepurazione:	65
- Prospettive future: esempi di applicazione in ambito urbano e agrario	68
- Conclusioni	71
Bibliografia	73
Articoli	74
Link correlati	76

Introduzione

Nel corso degli ultimi anni, si è assistito a una crescente sensibilità dell'uomo nei confronti dell'inquinamento e ai relativi danni causato da esso.

Il costante interesse in tutto il Mondo, da parte di professionisti nei settori quali, Architettura, Paesaggistica, Design, Ingegneria, Biologia, Agraria e Scienze Ambientali, ha permesso di approfondire i temi inerenti, l'ecologia, l'impatto ambientale e il riuso delle acque reflue, e di riproporli in differenti contesti, evolvendo anche il campo della progettazione e sviluppo degli impianti atti alla depurazione dei reflui civili, industriali e agricoli.

Sovente, specialmente nelle città, si cercano soluzioni valide per ridurre i livelli d'inquinamento, adottando possibilmente sistemi naturali o ecocompatibili, dando anche la possibilità di riqualificare ambienti urbani o industriali, dismessi o abbandonati.

Nelle immagini sottostanti, un esempio di riqualificazione ambientale di una vecchio stabilimento tessile in stato di abbandono, Le Blan – Lafont (ora rinominata Eurathechnologies) ubicata nel quartiere Bois Blanc presso il comune di Lille - Lomme, Francia.

Il sito compre un'area totale di 25.000 m², con un costo dell'investimento, per la sua riqualificazione, di 28 milioni di euro.

Nel progetto era previsto il recupero, oltre dell'area, anche della struttura principale; dal momento che l'area sorge nei pressi di un area fluviale, nello spazio antistante sono stati costruiti giardini acquatici - stagni aerati e lagune - per la fitorimediazione delle acque piovane (stormwater phytoremediation).



In alto inizio dei lavori (2008), in basso lavori ultimati (2015).



In Italia, secondo i dati ISAT 2012, su 8092 comuni, 6766 contano una popolazione non superiore a 6000, un dato utile per comprendere la distribuzione degli abitanti nel nostro Paese e poter organizzare la gestione degli impianti, soprattutto per le piccole comunità.

Per piccole comunità, s'intendono arbitrariamente, luoghi aventi una popolazione non superiore ai 5000 abitanti; questo valore non è assoluto, difatti può subire variazioni (ad esempio da 2000 a 10.000 abitanti), in base alla tipologia della comunità identificata.

Fanno parte delle piccole comunità anche:

- Case e ville isolate;
- Centri turistici e località di cura;
- Fabbriche e centri commerciali non allacciati direttamente allo scarico fognario;
- Rifugi alpini, alberghi e ristoranti isolati;
- Stazioni di servizio;
- Campeggi e villaggi turistici;
- Stabilimenti balneari.

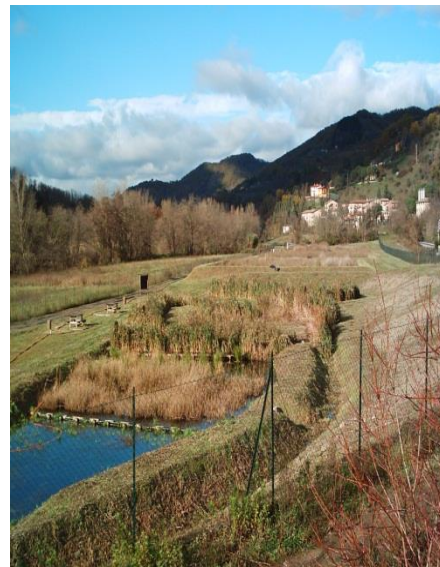
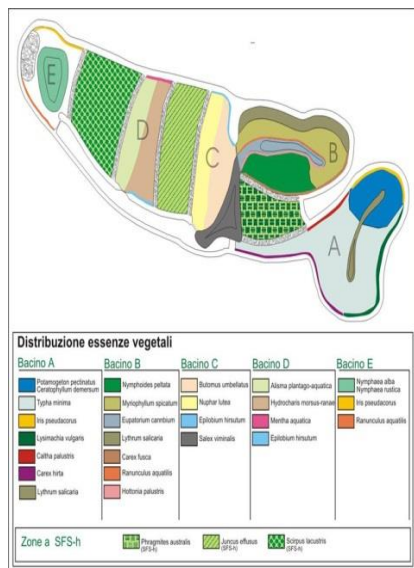
Pertanto, la scelta d'impianti alternativi per il trattamento del refluo civile, industriale e agricolo, può esser una scelta interessante, sia per contenere i costi di gestione, rispetto agli impianti tradizionali, sia per ridurre al minimo l'impatto ambientale specialmente per le aree sottoposte a tutela e vincolo paesaggistico (ricordiamo che anche le località turistiche, rientrano nelle piccole comunità).

Data la vastità dell'argomento trattato e delle sue molteplici applicazioni, questa tesi è incentrata nell'impiego dei sistemi naturali per il trattamento dei reflui civili - nello specifico impianti di fitodepurazione - e di confrontarlo con un sistema di depurazione tradizionale, per valutarne il vantaggio del loro esercizio per le piccole comunità.



Nelle foto, alcuni esempi d'impianti di fitodepurazione:
In alto a sinistra: Water Garden Project, Albany, Oregon; a destra Talking Freedom Park, Naples, Florida.

In basso impianto di fitodepurazione a Dicomano, Firenze, a sinistra schema dell' impianto, a destra l'opera completata.



Ringraziamenti

Desidero ricordare tutti coloro che mi hanno aiutato nella stesura della tesi con suggerimenti, critiche ed osservazioni: a loro va la mia gratitudine, anche se a me spetta la responsabilità per ogni errore contenuto in questa tesi.

Ringrazio anzitutto il Prof. Pier Gino Megale, senza la sua guida e i suoi consigli, questa tesi non esisterebbe; la Dott.ssa Beatrice Pucci, che con infinita pazienza ed entusiasmo, è riuscita ad appassionarmi nell'argomento trattato.

Proseguo con gli Ingg. Andrea Adinolfi e Riccardo Lazzerini, per la disponibilità nel rispondermi alla miriade di domande sorte durante il tirocinio; a gli ingegneri e al personale di Acque SpA, per la disposizione dei mezzi, dei laboratori e degli impianti citati nella tesi; all'Ing. Francesco Castrogiovanni, responsabile dell'area Lucchesia – Valdinievole, per la celerità della consegna dei dati e la disponibilità per ogni chiarimento; ad Angelo Coturri, capotecnico dell'area di Altopascio – Capannori, per avermi aiutato nel monitoraggio dell'impianto di Sant'Andrea, indipendentemente dalle avversità ambientali.

Ringrazio inoltre anche Antonio Esposito responsabile dell'impianto di Massalubrense (NA)

Un ringraziamento particolare va agli amici e colleghi di università: Stefano, Giada, Alberto, Alice P., Valeria, Gabriele, Rolando, Tommaso, Riccardo, Francesco F., Federico, Chiara di R., Chiara d'O., Federica, Pasquale, Emanuele, Francesco G, Cosimo, Samuele, Alice R., Pietro, Giulia, Elisa N., Yumi A., Paola F.

Viviana G., Alessandro T. e Roberta F. e tutti coloro che mi hanno incoraggiato o che hanno speso parte del proprio tempo per leggere e discutere con me le bozze del lavoro. (perdonatemi se durante la stesura ho ommesso qualcuno).

Vorrei infine ringraziare le persone a me più care: i miei amici di vecchia data: Giuseppe, Salvatore, Simona, Rosaria, Valeria M., Enrico, Luigi, Francesco, Melania, Stefano, Valeria D., Ivan T., Carmen, Elena Pino, Ivan F. e Sabatino; ai miei genitori e a mia sorella, alla mia famiglia ed infine la mia compagna, Bruna a cui questo lavoro è dedicato.

Capitolo primo

Origine e cenni storici dell'inquinamento idrico

Non è corretto credere che l'inquinamento sia una prerogativa della civiltà moderna.

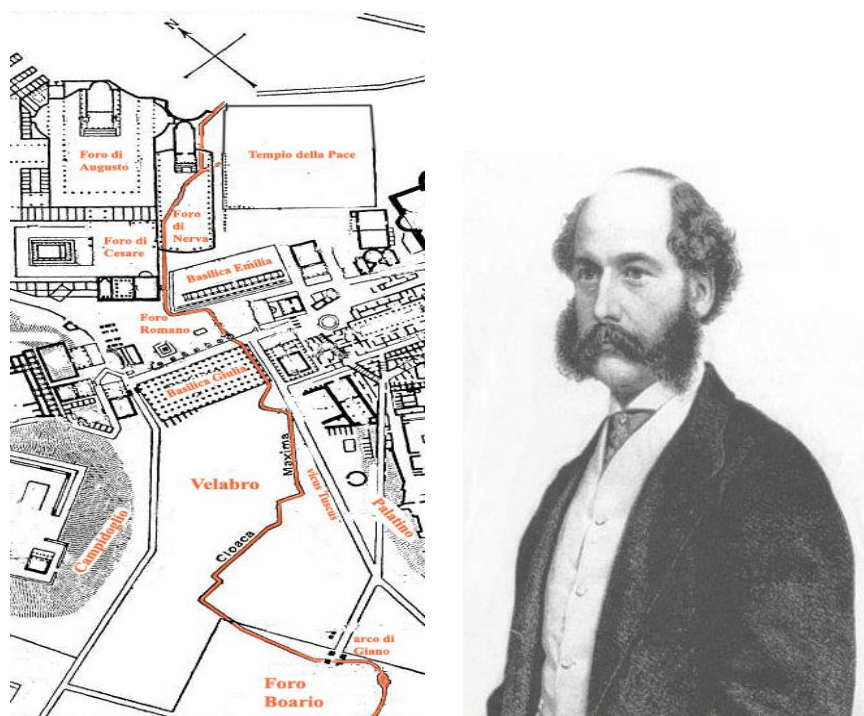
Quando l'uomo adottò uno stile di vita stanziale, fu costretto a modificare l'ambiente circostante, in modo da garantirsi attraverso l'agricoltura e l'allevamento, maggior sostentamento. Tali modifiche non portavano a cambiamenti rilevanti, poiché il mondo di allora non era antropizzato quindi tutti i pochi rifiuti prodotti, fisiologici e di lavorazione, rientravano rapidamente nei cicli naturali.

Quando da una progressiva urbanizzazione nacquero le prime città, circa diecimila anni fa, vi fu un accumulo dei rifiuti, che uniti al liquame umano e animale, causavano problemi di natura igienica e di viabilità.

Secondo l'archeologa Kathleen M. Kenyon, già circa 8000 anni fa, fu adottato a Jericho un rudimentale collettore aperto che attraversava la città; nella valle dell'Indo, le popolate città di Harappa e Mohenjo - daro (3300 - 1600 a.C), avevano un evoluto sistema di raccolta degli scarichi cittadini, che, tramite una fitta rete di collettori, s'intersecavano con uno generale, terminando in una vasca di raccolta.

Fra le civiltà del passato, le opere d'ingegneria dell'antica Roma non avevano eguali; tra queste spiccava la Cloaca Massima, la più grande condotta fognaria dell'antichità, voluta dal quinto re Tarquinio Prisco e terminata alla fine del VI secolo a.C.

Essa aveva origine nella zona della Suburra e terminava nel Tevere, nei pressi del ponte Emilio, per un percorso di 1,5 km.



A sinistra in rosso, il percorso della Cloaca Maxima; a destra un ritratto di Joseph Bazalgette (1819-1891)

Con la caduta dell'Impero romano, le fognature, come le norme igieniche, caddero in disuso, che unite a periodi di carestia e guerre, contribuì alla diffusione delle epidemie, come la Peste nera che si diffuse in Europa, Asia e Medio Oriente tra il 1347 e 1353, decimando la popolazione ad un terzo di quella esistente.

Con il passare degli anni, la situazione nelle grandi città non migliorava e anzi, paradossalmente, a causa della Rivoluzione industriale, si ebbe un netto peggioramento della loro qualità, complice una forte urbanizzazione e condizioni sanitarie precarie, le quali fungevano da vivaio a molte epidemie; tra queste, il colera si manifestò in Europa in un arco temporale (dal 1817 al 1897), ben sette volte.

Molti imputavano le ondate di colera all'inalazione dei miasmi, non percependo che la reale causa della trasmissione era dovuta dall'acqua contaminata dai liquami civili, i quali spesso erano contenuti in prossimità dei pozzi di approvvigionamento della città.

Nel 1854 John Snow e Filippo Pacini condussero contemporaneamente uno studio sulla trasmissione del morbo, intuendone la causa del veicolo, ma la comunità scientifica di allora, non accettò le loro teorie, ricredendosi trent'anni dopo con gli studi di Robert Koch.

In seguito all'eccezionale evento che colpì Londra nell'estate del 1858, "*the Great Stink*" (la *Grande Puzza*), fu completato, dopo sette anni, (1865) il primo moderno impianto fognario, per opera di Joseph Bazalgette, ingegnere capo del Metropolitan Board of Works di Londra, convogliando le fognature urbane fuori dall'abitato, in una valle, riducendone l'incidenza del colera e dei miasmi provocati dai reflui.

Visti i benefici apportati nella città di Londra, l'impianto fognario fu preso come esempio per molte altre città, avviando in questo modo un moderno processo di canalizzazione e di smaltimento dei reflui urbani.

Inquadramento normativo

Tutte le attività dell'uomo, siano esse di natura fisiologica o lavorativa, danno origine alla produzione di materiali di eccedenza (rifiuto o scarti) che saranno restituiti all'ambiente. In Italia, la prima norma in materia ambientale promulgata fu la legge n.615 del 1966 "*Provvedimenti contro l'inquinamento*

atmosferico", in precedenza furono emesse, attraverso il *RD n.1775 del 1933*, solo disposizioni su acqua, ambiente e territorio.

Una prima svolta avvenne nel 1976, con la legge *n.319* o "*Legge Merli*"; la norma tutelava le acque dall'inquinamento e dispensava direttive sulla gestione e recupero delle risorse idriche; tale legge fu valida fino alla sua abrogazione, avvenuta nel 1999 per opera del *Decreto Legislativo n.152*¹ (e successive disposizioni correttive e integrative al D.Lgs n.258 del 2000) che recepisce le Direttive *CEE 91/271* e *91/676*

Nel 2006 le varie normative ambientali sono riunite nel "*Testo Unico Ambientale*", *D.Lgs 3 Aprile 2006 n. 152* (aggiornato finora al 2013) suddiviso in cinque parti più gli allegati. Quindi, la normativa di riferimento in materia di trattamento delle acque reflue è rappresentata dalla parte terza di tale Decreto che ha provveduto ad arricchire i contenuti - e a modificarli ulteriormente in recepimento della direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE – dell'abrogato D.L. 11 maggio 1999, n. 152.

Pertanto, per la stesura della tesi, prenderemo in esame alcuni articoli della terza parte del "*Testo Unico Ambientale*", Sezione II: "*Tutela delle acque dall'inquinamento*".

I principi su cui si basa questa parte della direttiva sono l'obbligo dell'autorizzazione e il rispetto dei limiti di emissione, contemplati nella funzione della qualità dei corpi idrici.

L'art. 74 riporta la definizione di scarico come: qualsiasi immissione di acque reflue in quelle superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria, indipendentemente dalla loro natura

² Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della Direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. G.U. 20 ottobre 2000, n. 246.

inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione.

Per acque reflue (o di scarico), s'intendono quelle acque impiegate dall'uomo per usi civili, agricoli e industriali, la cui qualità dopo il loro utilizzo, è spesso compromessa, pertanto possono essere rilasciate nell'ambiente, previo trattamento, con una o più operazioni fisiche, meccaniche e/o biologiche.

Sempre in conformità a quest'articolo, possiamo stilare una distinzione delle acque reflue in:

- Acque reflue domestiche: provengono, da insediamenti residenziali e servizi (scuole, caserme, uffici pubblici e privati, negozi, etc), derivanti prevalentemente dalle attività domestiche e dal metabolismo umano.
- Acque reflue industriali: provengono da insediamenti che svolgono attività commerciali o di produzione dei beni; differiscono qualitativamente dalle acque reflue domestiche e meteoriche di dilavamento, a causa del contatto con sostanze o materiali inquinanti non connessi con le attività esercitate nello stabilimento, con caratteristiche variabili in base al tipo di processo industriale in cui sono impiegate.

È possibile classificare ulteriormente queste acque in base alla loro pericolosità (*all.5, parte III*) in:

- pericolose
- non pericolose

- Acque reflue industriali assimilabili alle domestiche: provenienti da installazioni commerciali o produttive che per legge, oppure per particolari requisiti qualitativi e quantitativi, possono essere considerate come acque reflue domestiche (*art.101 co7*).
- Acque reflue urbane: sono il miscuglio di acque domestiche, industriali e/o di ruscellamento (meteoriche, lavaggio stradale, ecc.) convogliate in reti fognarie; in quest'ultime, la presenza di microinquinanti come idrocarburi, pesticidi, detergenti sono, molto variabili.
- Acque reflue di origine agricola: sono acque provenienti dalla fertilizzazione dei campi, dai trattamenti fitosanitari, dai reflui zootecnici e dell'industria olearia, casearia e vinicola; le quali per effetto dell'accumulo, possono esser ricche di sostanze organiche di sintesi, nel caso dei fitofarmaci, oppure naturali quali zuccheri, pectine, grassi, sostanze azotate, polialcoli, poliacidi nel caso dei reflui di allevamento e dell'industria di trasformazione ed di elementi minerali quali fosforo, potassio, magnesio e calcio.

Composizione delle acque reflue: Caratteristiche generali

Dato che lo studio della tesi verte sulla depurazione dei reflui civili, sarà presa in esame solo questa tipologia di refluo.

Le acque reflue urbane, a causa della loro eterogeneità, sono ripartite in tre tipologie: acque nere, grigie e bianche.

Le prime due provengono principalmente dagli scarichi domestici: WC per la prima e di lavaggio per le seconde (lavatrici, lavastoviglie, docce, lavelli); questa distinzione, però non è netta, a volte le acque nere, sono incluse negli scarichi dei lavelli e delle lavastoviglie, che sono particolarmente ricchi di sostanze organiche.

La differenza fra acque nere e grigie, dipende dalla natura degli inquinanti presenti (composti azotati, fosfati, BOD e COD) e dalla loro concentrazione; inoltre quelle "nere" contengono carica microbica superiore e pertanto sono fonte potenziale di agenti patogeni; la stessa indicazione vale per le acque prodotte dalle lavorazioni industriali.

Le acque bianche, invece, derivano da immissioni e/o drenaggi nelle fognature di acque "pulite", ossia provenienti dal lavaggio stradale, da aree impermeabilizzate (parcheggi, tetti, cortili), dal raffreddamento delle attività industriali e, soprattutto dalla pioggia.

I reflui urbani sono collettati nella rete fognaria, che nella maggior parte dei casi non è di tipo *separato*; ossia suddivisa in due reti distinte, disciplinate dal Dpcm 4 marzo 1996 "*Disposizioni in materia delle risorse idriche*". Infatti esse sono obbligatorie per le zone di nuova urbanizzazione e di rifacimento per quelle preesistenti, salvo per ragioni economiche o ambientali, è adoperata quella *mista* (una sola rete che unisce entrambe).

Generalmente nelle acque reflue domestiche sono presenti:

- Sostanze galleggianti: costituiti da composti leggeri e insolubili come oli, grassi e schiume, che a causa del loro peso specifico affiorano in superficie, riducendo il passaggio delle radiazioni solari e inibendone la vita degli organismi acquatici.

- Sostanze sospese: insolubili, hanno delle densità pari o superiori a quella dell'acqua, sono mantenute in sospensione dalla turbolenza, suddivise a loro volta in sedimentabili e non sedimentabili.
- Sostanze disciolte: sono elementi dispersi omogeneamente allo stato molecolare o ionico.
- Sostanze colloidali: particelle di piccole dimensioni ($0,1\mu\text{m}$ - $0,001\mu\text{m}$), che possono esser separati dall'acqua solo per sedimentazione.
- Materiali biologici: organismi vegetali e animali presenti nell'acqua.

Breve cenno dei processi depurativi degli impianti tecnologici.

Come accennato in precedenza, i corpi idrici che hanno subito contaminazione da parte di sostanze organiche o inorganiche, non possono esser reimmesse nell'ambiente tal quale, ma sono soggetti, per norma di legge, in processi di rimozione e depurazione.

Tutti gli ambienti naturali, hanno la capacità spontanea di generare processi di autodepurazione attraverso la combinazione di tipo

fisico, chimico e biologico; ciononostante, la sola capacità autodepurativa non basta, a causa della tendenza dei corpi idrici di accumulare nel tempo, la carica degli inquinanti.

Per abbattere la carica rapidamente, ci si avvale di specifici cicli di disinquinamento, adottando spesso gli impianti di tipo tecnologico.

Questa tipologia d'impianti, riproducono grosso modo, tutti quei meccanismi che avvengono in natura, ma in una forma più spinta, tramite l'impiego di diversi manufatti in calcestruzzo armato, ognuna con specifiche funzioni, con l'ausilio di materiali tecnologici, comportando un dispendio elevato di risorse energetiche.

Questi impianti, generalmente, sono distinti in due linee specifiche:

Linea acqua, ove i liquami sono trattati in modo tale da concentrare le sostanze presenti nel refluo sotto forma di fango, che sarà in seguito estratto; è suddivisa in tre stadi:

- ***pretrattamento***: processo di tipo fisico utilizzato per la rimozione di parte delle sostanze organiche sedimentabili contenute nel liquame comprende la grigliatura, la sabbiatura, la sgrassatura, la sedimentazione primaria;
- ***trattamento ossidativo biologico***: processo di tipo biologico utilizzato per la rimozione delle sostanze organiche sedimentabili e non sedimentabili contenute nel liquame. Comprende l'aerazione e la sedimentazione secondaria.

- ***ulteriori trattamenti:*** sono tutti quei trattamenti realizzati a monte o a valle dell'ossidazione biologica, permettono di ottenere un ulteriore affinamento del grado di depurazione. Comprende trattamenti speciali per abbattere il contenuto di quelle sostanze che non sono eliminate durante i primi due trattamenti.

Linea fango, presenta diverse funzionalità, tra cui quella principale, è quella di concentrare ulteriormente i fanghi provenienti dalla fase di sedimentazione dalla linea acqua, in modo tale da rendere lo smaltimento finale meno costoso e meno dannoso per l'ambiente; inoltre una riduzione di volume rende più stabile il materiale organico, riducendo notevolmente la presenza di organismi patogeni.

- **Processi fisici**

I processi fisici che si attivano durante i processi depurativi sono:

- *La sedimentazione*; la quale, per mezzo della forza di gravità, i solidi sospesi sono separati dalla matrice acquosa.

- *L'adsorbimento*; fenomeno chimico - fisico che consiste nell'interazione tra la superficie di una sostanza solida (adsorbente) con molecole provenienti da una fase gassosa o liquida (adsorbato). Nel caso degli impianti di depurazione, questo fenomeno avviene nei microorganismi agglomerati sia nei sistemi di biomassa adesa e sia nei sistemi a biomassa sospesa.

- *La volatilizzazione (o stripping)*; è il passaggio in cui i composti presenti nell'acqua, a causa di forti tensioni di vapore tendono a

volatilizzarsi e liberarsi nell'atmosfera.

Nei depuratori, se non controllato, genera maleodorazioni o concentrazione dei composti non desiderati (per esempio H_2S e NH_3).

- **Processi chimici**

- *Ossidazione/ Riduzione*, sono processi che possono avvenire sia per via chimica e sia per via biologica (indirettamente). Generalmente per la trasformazione e la rimozione degli inquinanti inorganici, è sufficiente il solo contatto con l'ossigeno disciolto nell'acqua.

Per migliorare l'ossidazione chimica, negli impianti, si fa uso di alcuni reagenti come Cloro (Cl_2), Permanganto di potassio (KMnO_4), Acido peracetico (CH_3COOOH); quest'ultimo gradualmente sta sostituendo i reagenti tradizionali, grazie delle assenze di reazioni tossiche, la bassa tossicità e decomponendosi in acido acetico, acqua e ossigeno. Nella riduzione, i reagenti impiegati sono anidride solforosa (SO_2), bisolfito di sodio (NaHSO_3).

- *Coagulazione e Precipitazione*; sono due processi biochimici; nel primo processo un liquido o una sospensione colloidale; mediante la presenza di agenti chimici (elettroliti) o fisici (variazioni di temperatura); neutralizzano la carica elettrica negativa delle particelle colloidali, destabilizzandole e con la conseguente aggregazione in fiocchi (*flocculazione*).

Nella fase di depurazione dei reflui, questi due processi, sono impiegati per l'abbattimento dei metalli e soprattutto del fosforo disciolto nei liquami, i cui processi di rimozione, saranno accennati

nel seguente sotto paragrafo.

- **Processi biologici**

È senza dubbio, il trattamento più importante di tutto il ciclo di depurazione; è qui che avvengono tutti i processi di biodegradazione da parte dei microrganismi, che degradano le sostanze organiche presenti, trasformandole in sostanze inerti.

Tutti i processi biologici sono strettamente influenzati dalla temperatura, difatti alle sue variazioni, si sviluppano specifici microrganismi:

- *psicrofili* con temperature $<22^{\circ}\text{C}$
- *mesofili* con temperature comprese tra i 25 e 40°C
- *termofili* con temperature comprese tra i 40 e 60°C

La loro dipendenza di reazione biologica varia rispetto alla velocità di reazione della stessa a 20°C :

$$r_T = r_{20} \Theta^{(T-20)}$$

Dove:

r_T è la velocità di reazione alla temperatura T

r_{20} è la velocità di reazione a 20°C

Θ è il coefficiente d'influenza della temperatura.

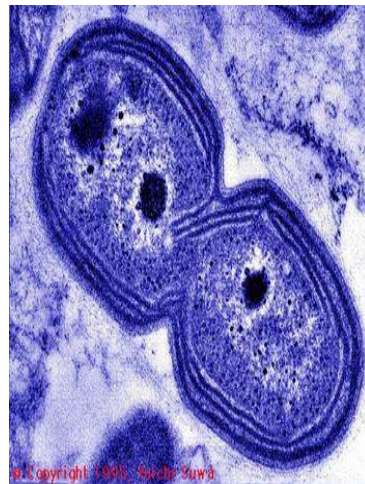
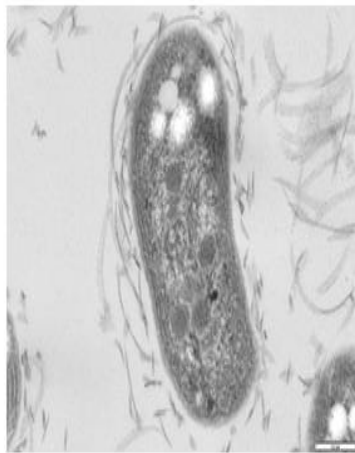
T è la temperatura espressa in $^{\circ}\text{C}$

Tra i microrganismi che partecipano ai processi di degradazione, i batteri sono gli attori principali, capaci di trasformare le sostanze organiche in forme più semplici e degradando composti come

ammoniaca (NH_3) in nitrito (NO_2^-) e in nitrati (NO_3^-).

Tra di essi operano due gruppi specializzati di batteri: i *Nitrosomonas*, che ossidano l'ammoniaca in nitriti e *Nitrobacter*, ossidando i nitriti in nitrati.; nel processo di denitrificazione invece, intervengono batteri che utilizzano l'ossigeno legato al nitrati (*Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Bacillus*, *Alcaligenes*).

Anche i protozoi svolgono un ruolo fondamentale durante i processi depurativi, poiché svolgono un ruolo di "controllo" nelle popolazioni batteriche.



In alto a sinistra in senso orario: *Nitrobacter vulgaris*, *Nitrosomonas europaea*, *Carchesium polypinum*, *Pseudomonas fluorescens*

I processi aerobici e anaerobici

Tutti quei processi trasformazione delle sostanze organiche ad opera dei microrganismi in presenza di ossigeno disciolto, sono processi aerobici o di ossidazione biologica.

Le vasche adibite per questo trattamento prevedono un'aereazione continua, con una solubilità bassa, circa 9,1 mg/L di O₂ a 20°C, per garantire un lavoro costante da parte dei batteri.

In genere si distinguono due categorie di biomassa:

- a biomassa adesa: nella quale i microrganismi si sviluppano aderendo a materiali di supporto (dischi biologici o letti percolatori).

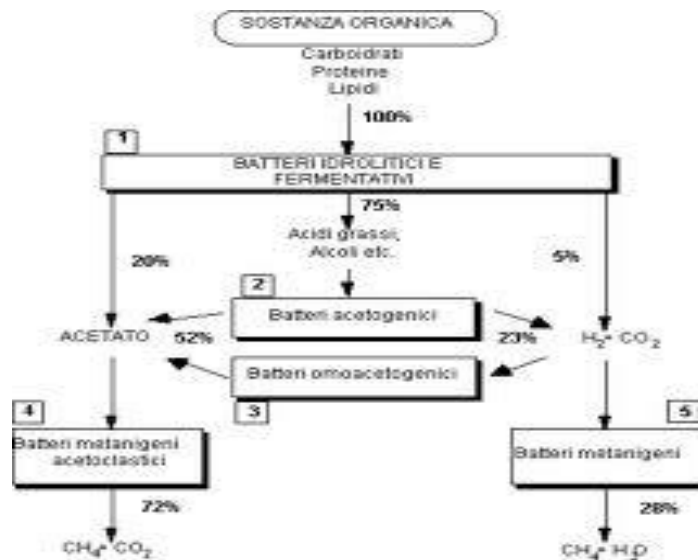
- a biomassa sospesa: situazione in cui i microrganismi sono aggregati in colonie sospese, muovendosi con il mezzo liquido. (fanghi attivi).

Onde evitare la distruzione o disequilibri della biomassa presente nel refluo, sono consigliabili moti della turbolenza a bassi regimi, la quale varia a seconda del sistema di aereazione impiegata (superficiale o sommersa) e dal tipo di somministrazione (meccanica o a diffusione) adottata.

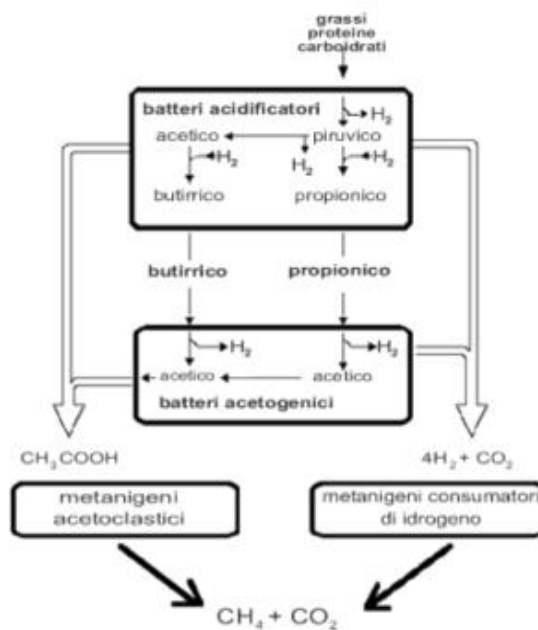
I processi anaerobici o di riduzione biologica, invece, si svolgono in un ambiente privo di ossigeno disciolto e di nitrati, per cui le popolazioni batteriche per svolgere le proprie funzioni, ricavano l'ossigeno attraverso la degradazione della sostanza organica.

A differenza dei processi aerobici, la cui risultante finale è la

biomassa, nei processi anaerobici si ha la formazione di biogas, questo perché avviene la degradazione di carboidrati in metano (CH_4) e anidride carbonica (CO_2) e dai composti organici a base di zolfo solfuro d'idrogeno (H_2S) e mercaptani (R-SH).



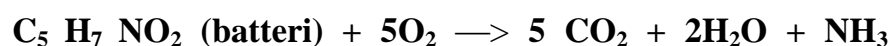
Schema dei processi: sopra di aerobiosi; sotto di anaerobiosi



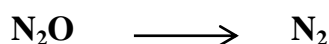
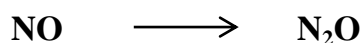
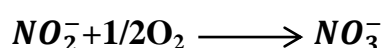
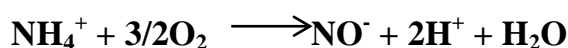
I processi di rimozione: Nitrificazione - Denitrificazione e Defosforazione

Come accennato in precedenza, i processi di aerobiosi e anaerobiosi, sono processi di ossidazione e di rimozione, operati da specifici microrganismi, soprattutto batteri; nel refluo l'azoto si presenta principalmente in urea ($\text{NH}_2 - \text{CO} - \text{NH}_2$) e proteine.

Per effetto dell'ossidazione svolta dai batteri autotrofi *Nitrobacter*, avviene la seguente reazione:



Successivamente l'azoto ammoniacale è nitrificato in nitriti e nitrati dai batteri eterotrofi (*Nitrosomonas*); il processo di denitrificazione avviene dei batteri denitrificanti, i quali in condizioni di anossia, sono in grado di utilizzare l'ossigeno legato ai nitrati, anziché dell'ossigeno libero, rilasciando come catabolita l'azoto gassoso (N_2)



Il processo di Nitrificazione - Denitrificazione negli impianti, è accumulato dalla forma delle vasche, generalmente quadrata e divisa in due parti, e dalla comunicazione superficiale del refluo, in

modo da consentire la continuità al trattamento.

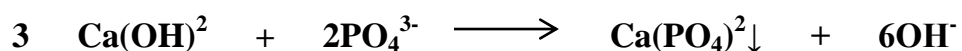
Mentre nella fase di nitrificazione, la vasca è aerata con fango di elevata età, per favorire la crescita dei batteri autotrofi, nella fase di denitrificazione, la vasca è anossica, ricevendo il flusso del liquame nitrificato.

La defosforazione, generalmente, avviene durante il processo di assimilazione da parte dei batteri in fase anaerobica; in questi casi la rimozione è piuttosto bassa (0,5 ~ 1% del BOD₅ rimosso), per cui per compiere una sostanziale rimozione del fosforo si può operare per via chimica o biologica.

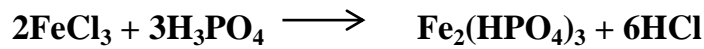
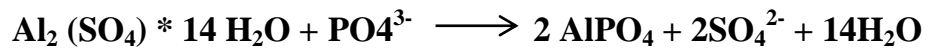
Nel primo caso, la rimozione di fosforo avviene impiegando come coagulanti, ioni multivalenti come calcio, alluminio e ferro, provocandone la precipitazione.

I coagulanti impiegati di solito sono la calce **Ca (OH)₂**, solfato di alluminio idrato **Al₂(SO₄)₃** e cloruro ferrico **FeCl₃**.

La calce, reagendo con la naturale alcalinità dell'acqua reflua, produrrà carbonato di calcio, che è il principale responsabile del miglioramento dei Solidi Sospesi (SS). Per ridurre il pH prima del successivo trattamento o della deposizione può essere necessaria una neutralizzazione; in questo caso si usa la recarbonatazione con anidride carbonica (CO₂):

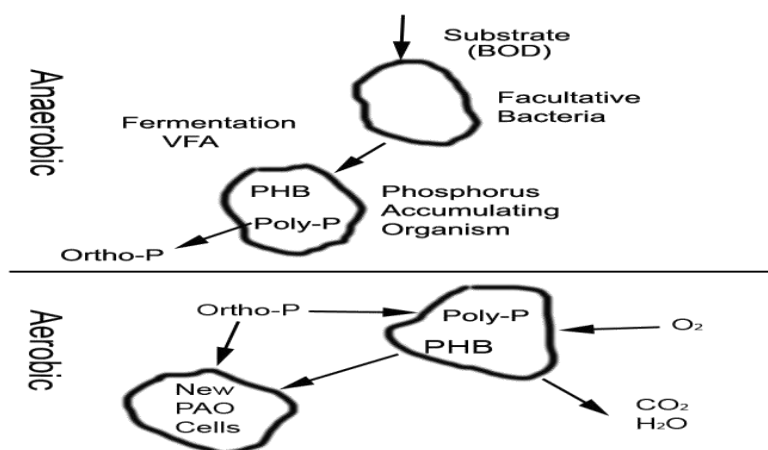


Mentre nel caso del solfato di alluminio e del cloruro ferrico, avremo la seguente reazione:



Il processo di defosforazione per via biologica invece, presenta i processi di rimozione analoghi alla denitrificazione; subendo riduzioni da parte di alcuni batteri, che in condizioni strettamente anaerobiche, migliorano l'EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal).

Questo particolare gruppo di batteri, chiamati PAOs (Polyphosphate Accumulating Organisms), hanno la capacità di accumulare i polifosfati provenienti dalla precedente fase anaerobica e di ossidarli; tra i di essi il genere *Acinetobacter*, presenta queste caratteristiche. Generalmente tutti i batteri contengono nella loro biomassa l'1-2 % di fosforo (come fosfolipidi di membrana e DNA), ma i PAOs sono in grado, non solo di consumare il fosforo, ma anche di accumularne il 5-7% nella loro biomassa.



Lo schema del processo di defosforazione ad opera dei PAOs,

I parametri adottati nelle analisi delle acque reflue

Per trattare il refluo in modo efficace, è opportuno conoscere le caratteristiche che lo compongono, in modo da descriverne proprietà e composizione.

Nelle analisi di laboratorio, i parametri adottati per il refluo civile sono: pH; Temperatura e O₂; BOD; COD; Azoto (nelle varie forme); Fosforo totale; SST.

Questa procedura è importante, soprattutto per evitare il rilascio di quegli elementi, che in concentrazione elevate, possono procurare danni all'ambiente e all'uomo.

pH

Il pH è una scala di misura, in base logaritmica 10, impiegata per calcolare l'acidità o l'alcalinità di una soluzione e si esprime attraverso la relazione :

$$pH = - \log_{10} [H^+] \text{ oppure } pH = - \log_{10} \frac{1}{H^+}$$

Assume valori che sono compresi tra 0 (acido forte) a 14 (base forte), il valore intermedio è 7, che corrisponde alla condizione di neutralità, questo valore è tipico nell'acqua pura, a 25 °C.

Per le acque naturali e reflue, la concentrazione degli ioni H⁺ è un importante parametro per lo sviluppo e la crescita dei microrganismi; essi, infatti, sono alla base di molti processi di degradazione biologica, ma possono sopravvivere in ambienti che non superino un pH tra 6,5 - 8,5; valori troppo alti o troppo bassi possono compromettere queste popolazioni, pregiudicando il corretto funzionamento del corpo idrico recettore.

Temperatura e O₂

Questi due parametri sono strettamente connessi tra loro.

La temperatura è un parametro molto importante, poiché a ogni sua variazione si determina una modificazione delle caratteristiche fisiche e chimiche dell'acqua; essa inoltre, influenza in maniera sostanziale, la vita dei microrganismi acquatici, come batteri, protozoi e alghe.

Questo perché regola sia gli equilibri redox, sia la solubilità dei gas, questi, sono tanto più solubili, quanto più bassa è la temperatura. La solubilità è confermata dall'espressione della legge di Henry:

$$P = kC$$

Dove:

P è la pressione del gas sulla soluzione;

C è la concentrazione del gas nella soluzione

k è la costante di ciascun gas, in relazione alla sua pressione sulla soluzione e alla sua concentrazione.

Nel caso dell'ossigeno, ad esempio, k sarà pari a $4,34 \times 10^4$ atm (valido fino a 298 °K ossia 24,85 °C).

Come appena accennato, la solubilità dell'ossigeno è strettamente legata alla temperatura; a 0°C l'O₂ avrà una concentrazione pari a 14 mg/l, a 20°C 9.2 mg/l. e a 30°C 7,6 mg/l.

Un altro fattore che può limitare la disponibilità di O₂ è la salinità, ossia la quantità dei sali disciolti in un corpo idrico.

Al pari della temperatura, all'aumentare della salinità, la quantità di ossigeno disciolto diminuisce, non è un caso quindi, che le acque dolci siano più ricche di O₂ rispetto a quelle salate.

Solitamente la salinità è misurata attraverso la conducibilità elettrica (EC), che a sua volta è connessa alla concentrazione dei solidi disciolti totali (TDS), attraverso la relazione:

$$TDS = k_e EC$$

Dove:

TDS è espresso in mg/L,

EC in dSm^{-1}

k_e è il fattore di correlazione che varia tra 0,55 a 0,8.

BOD

È La richiesta biochimica di ossigeno (acronimo di *Biochemical Oxygen Demand*) richiesto dai microrganismi aerobici per degradare e assimilare la sostanza organica presente nei liquami.

Convenzionalmente si fa riferimento al BOD₅, ossia il consumo di O₂ utilizzato in 5 giorni dai microrganismi aerobi, per decomporre (ossidare) a una temperatura di 20°C le sostanze organiche presenti in un litro di soluzione acquosa; viene espresso in O₂/L

La velocità di rimozione del BOD nel liquame è proporzionale alla quantità di BOD presente nel campione:

$$\frac{dL}{dt} = -k_*L$$

Dove:

L è il BOD da ossidare (mg/L),

dL/dt è la velocità di rimozione del BOD (mg / Ls),

k è la costante di reazione di rimozione del BOD (s^{-1});

quest'ultimo parametro dipende da vari fattori, come la tipologia di liquame, il suo grado di ossidazione e la temperatura a cui il

processo avviene, ed è tanto più basso quanto più il liquame è stabile.

Per i liquami domestici k varia da 0,11 e 0,7 (anche se generalmente si considera $k = 0,23$).

Integrando la relazione precedente con la velocità di ossidazione e la dipendenza dal tempo con k , avremo:

$$kT = K_{20} * \theta^{(T-20)}$$

Dove:

K_{20} è la costante cinetica a 20°C;

θ è la costante sperimentale che tiene conto dell'attività microbica assumendo valori compresi tra 1,05 (20 ~30 °C) e 1,13 (4~20 °C).

COD

Il COD (acronimo di *Chemical Oxygen Demand*), espresso in mgO_2/L , rappresenta la quantità di ossigeno necessaria per ossidare chimicamente i composti organici e inorganici presenti in un liquame, includendo quindi anche l'ossigeno consumato dai microrganismi per la degradazione della sostanza organica.

L'analisi si basa sull'ossidazione delle sostanze, organiche e inorganiche presenti nel campione, che unito al bicromato di potassio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), viene fatto reagire con acido solforico concentrato (H_2SO_4) e solfato di argento (Ag_2SO_4) e in seguito titolato con una soluzione di solfato di ammonio e ferro III ($(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$); la concentrazione delle sostanze presenti nel campione è proporzionale alla quantità di bicromato consumato.

Il valore di COD totale è di regola, superiore al BOD, perché alcune sostanze contenute nell'acqua, possono esser tossiche per i

batteri, ostacolandone o riducendone la loro attività, e inoltre alcune sostanze organiche sono più facilmente ossidabili per via chimica che biologica.

Infine il COD, a differenza del BOD, presenta il vantaggio di calcolo più immediato (3 ore) ed è meno suscettibile a errore durante la misurazione.

Azoto

Nei liquami grossolani, l'azoto si trova principalmente in forma ridotta, azoto ammoniacale (NH_3), che in acqua è in equilibrio presentandosi in forma ionica NH_4^+ e azoto organico (N_{org}), quest'ultimo dovuto alla presenza di urea e proteine.

Durante la fase di degradazione da parte dei microrganismi, le forme ridotte passano nella forma ossidata di nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-); le concentrazioni di questi composti, di norma, sono espresse in mg/L di N contenuto nei composti di ammoniaca (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) e nitrito (N-NO_2^-); queste concentrazioni hanno in media rapporti fra 30 ~ 70 mg/L di N, naturalmente i rapporti variano dal rapporto individuale di azoto e dal carico idraulico.

Per gli impianti di depurazione, è richiesto di rispettare le concentrazioni di questi composti nei valori fra 10 ~ 15 mg/L come N totale.

Fosfati

La percentuale di fosforo organico nei liquami è presente in modeste quantità il 10 % circa sul P totale, (espressi in mg/L su P

totale), sebbene inizialmente si presenti in concentrazioni più elevate, subisce un lento processo d'idrolisi nella forma orto (PO_4^{3-}) nel periodo di stallo nella fognatura.

Se presenta percentuali maggiori, il 50% circa, deriva principalmente dai detersivi sintetici, sotto forma di polifosfati $[(\text{HPO}_3)_n \text{ e } (\text{HPO}_2)_n]$.

In passato l'apporto di fosforo nei liquami era elevato (3 ~ 6 g AE/d) a causa dell'elevato impiego di detersivi nel settore domestico e industriale.

In seguito alle legislazioni imposte per la tutela ambientale, nei paesi industrializzati, fu incoraggiato l'uso di detersivi a basso tenore di fosforo (attualmente i valori sono intorno 1,1~2,5 g AE/d).

In generale, dagli impianti di depurazione, gli effluenti hanno una concentrazione di P totale variabile da 3 a 12mg/L

Solidi sospesi totali (SST)

I solidi sospesi sono particelle che, insieme alle sostanze colloidali, sono responsabili della torbidità dell'acqua.

La loro classificazione è differente se, nel corso delle analisi si adopera un sistema di tipo fisico, distinguendoli in filtrabili e non filtrabili, o se si adotta un sistema chimico, in volatili e non volatili.

Il sistema fisico si basa sul rapporto di filtrazione/sedimentazione: nella filtrazione i solidi attraversano un filtro in fibra di vetro o policarbonato avente una porosità di 0,45 μm (o da 1,2 μm secondo il modello adottato), quelle che sono trattenute, sono chiamati solidi filtrabili (o disciolti).

Nella sedimentazione, il campione, espresso in mg/L o ml/L, è versato in coni Imhoff (recipienti di forma conica graduati) e lasciato sedimentare per 45 min.

Dopo averlo delicatamente mescolato con una bacchetta di legno, si lascia riposare per altri 15 min. e si osserva il volume dei solidi sedimentati; generalmente in un litro di refluo civile, il volume dei solidi sarà intorno i 3 ~ 9 mL.

Il sistema chimico, invece, si basa su un rapporto riscaldamento/combustione: il liquame è sottoposto a evaporazione a una temperatura di 103 ~ 105 °C e in seguito in una muffola a 550°C.

Per la stima del contenuto organico (solidi volatili), la sostanza organica è ossidata evaporando come CO₂, mentre per i solidi non residuali, si stima il contenuto inorganico della cenere, come residuo fisso.

Differenza tra la depurazione con sistemi naturali e sistemi tecnologici

Le ricerche effettuate negli ultimi 30 anni in molti Paesi europei hanno identificato i benefici propri delle zone umide naturali, tra cui la possibilità di approvvigionamento di acqua (ricarica degli acquiferi, utilizzo per acqua potabile e per irrigazione), la buona funzionalità per il controllo idrico (casse di espansione per eventi alluvionali), l'utilizzo delle piante in esse presenti (materie prime per prodotti alimentari, cosmetici e farmaceutici, foraggio, legname, produzione di carta e cartone, materiale per copertura, fertilizzanti), la possibilità di utilizzo per produzioni integrate (ad

esempio piscicoltura abbinata alla coltivazione del riso), il controllo dei fenomeni erosivi e di desertificazione e il grande contributo alla biodiversità, attività educative e ricreative (Mitsch & Gosselink 1986, Sather et al 1990, Whigham & Brinson 1990).

A fronte di questi innumerevoli vantaggi, non fu possibile quantificare la reale capacità depurativa di questi sistemi naturali per l'imprevedibilità dei vari fattori che consentivano il verificarsi degli stessi processi chimici, fisici e biologici, tra i quali i maggiormente efficaci risultavano essere la sedimentazione, la precipitazione, l'adsorbimento, l'assimilazione da parte delle piante e l'attività microbica.

Pertanto nacque la necessità di realizzare sistemi artificiali di trattamento delle acque, progettati e costruiti per riprodurre i naturali processi autodepurativi in un ambiente controllabile a livello di flussi idraulici, di tempi di ritenzione e quindi di rendimenti, sulla base della conoscenza della natura del substrato, delle tipologie vegetali e dei percorsi idraulici.

Tali sistemi ingegnerizzati, comunemente detti in Italia "impianti di fitodepurazione", hanno avuto un notevole sviluppo in Europa e da una decina di anni anche Italia. Infatti numerose sono le Linee Guida presenti nei vari Paesi europei (2005, APAT-ARPAT; 2012, ISPRA...)

Perciò, i sistemi di fitodepurazione (o *constructed wetlands*), riproducono in ambienti costruiti ad hoc e controllati, i naturali processi che avvengono nelle zone umide.

Negli anni sono state messe a punto le migliori geometrie per ottenere efficienze depurative sempre più elevate, mantenendo un

aspetto di naturalità e, laddove è possibile, parte dei vantaggi prima riportati.

Anche sistemi tecnologici di tipo biologico, ampiamente utilizzati in Italia dal dopoguerra a oggi, si basano su principi di decomposizione microbica della materia, ma in ambienti totalmente artificiali (vasche di cemento, vetroresina o plastica).

In questi sistemi la componente biologica, dispersa nel mezzo acquoso o adesa ad un substrato, svolge i propri processi, stimolata da meccanismi che ossigenano l'ambiente, mediante processi molto spinti e controllati. In questo caso la filiera depurativa comporta la produzione di fanghi biologici che dovranno essere opportunamente trattati in una linea ad essi dedicata.

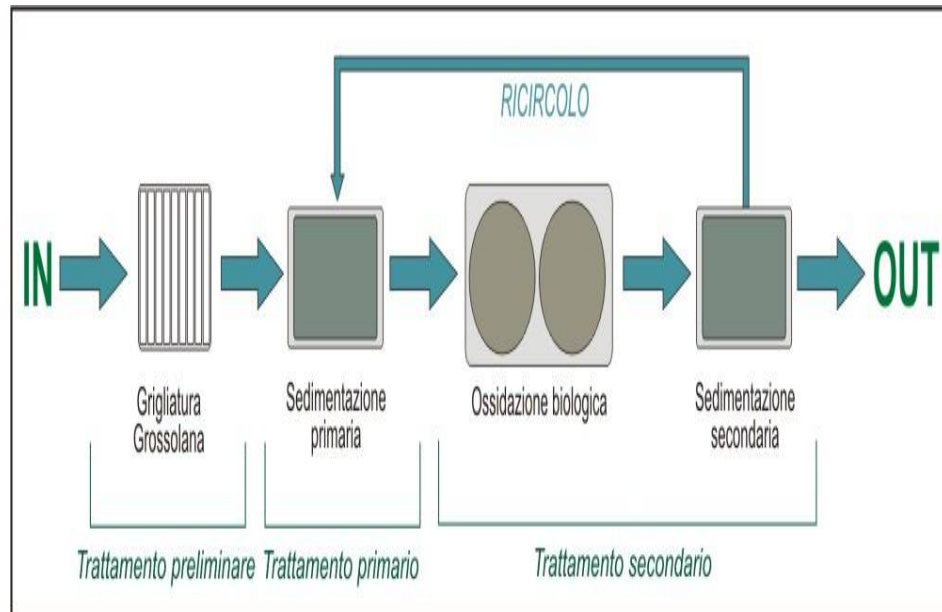
I Sistemi tecnologici sono sistemi che hanno il pregio, di essere compatti e di occupare uno spazio non molto ampio, invece i sistemi di fitodepurazione necessitano di aree molto più ampie (sistemi estensivi).

Alcuni vantaggi delle constructed wetlands rispetto ai sistemi tecnologici sono di seguito riportati:

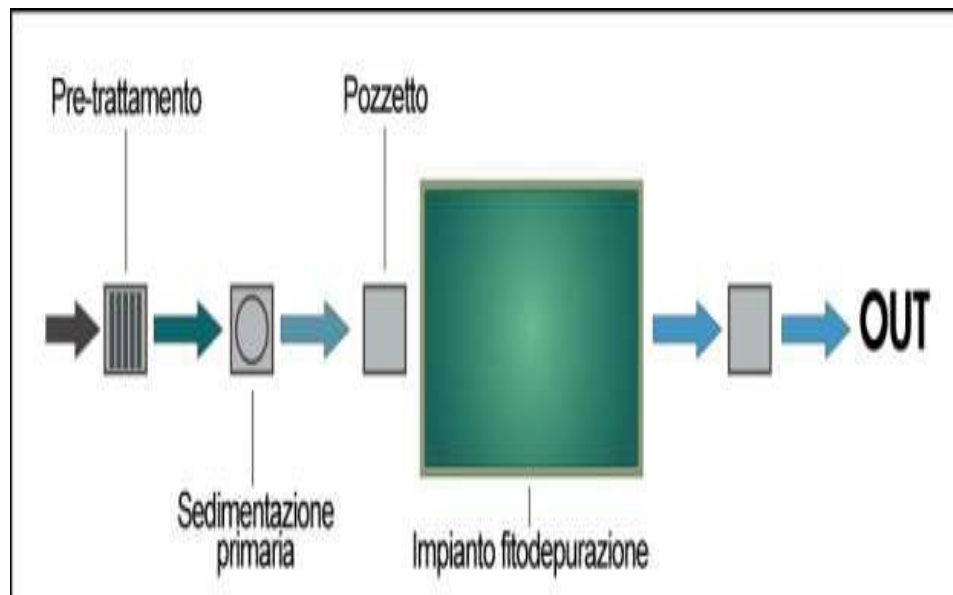
- semplicità costruttiva
- ottime rese depurative
- risparmio energetico
- costi di gestione molto contenuti
- ottimo inserimento paesaggistico
- possibilità di riqualificazione di un'area degradata
- permettono la decentralizzazione del sistema depurativo nel rispetto dei cicli/bilanci idrogeologici e degli ecosistemi

acquatici

naturali



Schema generale tra i due sistemi d' impianto: sopra un impianto tecnologico, sotto un impianto di fitodepurazione.



Secondo capitolo

La fitodepurazione: dai primi studi a oggi

Dopo la fine della Seconda Guerra Mondiale, a causa della crescita demografica e del "boom" industriale, molte città dovevano far fronte all'aumento del refluo civile e industriale.

Il problema sorgeva nelle aree in cui non era collettato il sistema di depurazione biologico, impiegando come alternativa, i sistemi a filtro lento a portata .

In questo tipo d'impianto, il refluo era filtrato dall'alto verso il basso attraverso uno strato di sabbia, sostenuto da uno di ghiaia; sotto di esso erano posizionati i tubi di drenaggio.

Purtroppo questo tipo di sistema presentava il difetto di intasarsi rapidamente e di generare cattivi odori, per cui era inadatto per potabilizzare le acque, ivi inclusa la sua variante, a flusso intermittente.

Prendendo come principio questo sistema, negli anni '50 furono condotti da Käthe Seidel, i primi esperimenti presso il Max Planck Institute di Plön, in Germania, seppur nello scetticismo generale sull'efficacia di questa tipologia d'impianti; infatti si riteneva dubbia sia un'efficace rimozione degli inquinanti e sia un adattamento delle stesse piante in un ambiente non a loro consono.

Tra il 1952 e il 1956, Seidel sperimentò diverse combinazioni tra macrofite e acque di scarico (compresi reflui zootecnici e industriali, come il fenolo), in modo di valutarne le prestazioni e il rendimento: apportò diverse modifiche nel sistema di filtrazione

intermittente, nei terrapieni e nei fossati, migliorò la conducibilità idraulica, adottò diverse granulometrie di sabbia e ghiaia, creando il prototipo dei sistemi FWS (Free Water System), l' "Hydrobotanical System".

Malgrado ciò, persistevano ancora inconvenienti, come il cattivo odore, la presenza d'insetti e, data la latitudine, le basse rese nei periodi freddi, rendendo difficile l'affermarsi di questo sistema nella terra natia (infatti, i primi sistemi, furono costruiti in vasta scala fuori dalla Germania).

Quasi in parallelo con gli studi della Seindel, Reinhold Kickuth dell'Università di Göttingen, creò un sistema analogo, il "Root Zone Method" (conosciuto anche con l'acronimo di RZM) con lo scopo di migliorare la rimozione dei nutrienti.

Tale modello, impiegava trincee o vasche più piccole e profonde, rispetto a quelle della collega, adoperando come inerte, l'argilla al posto della ghiaia, aumentando la capacità di scambio dei cationi e anioni e migliorando la conducibilità idraulica grazie alle radici delle piante, di contro, a causa della natura stessa del medium di riempimento, aveva l'inconveniente principale del rapido intasamento; rendendo quindi impraticabile lo svolgere tutti i processi di rimozione e depurazione.

Prendendo atto degli errori progettuali, nel 1967 fu realizzato il primo vero impianto di fitodepurazione, a Flevoland, nei Paesi Bassi.

L'impianto, un sistema FWS, aveva un'estensione di un ettaro e con una profondità di 0,4 m; la particolare forma a stella, serviva sia per ottimizzare la gestione e il controllo dell'impianto e sia per agevolare la manutenzione e la raccolta meccanica delle macrofite impiegate (*Phragmites australis*), per agevolare ciò, furono

aggiunti dei canali longitudinali larghi 3 m e lunghi 200 m, separati da tratti paralleli di 3 m.

Nel 1968, fu progettato un altro impianto, presso la città di Keszthely (Ungheria), al fine di ridurre l'inquinamento idrico e di tutelare le acque del lago Balaton.

L'impianto, anch'esso un sistema FWS, fu costruito in un'area umida naturale già esistente, comprendeva una superficie totale di 10 ha e suddivisa in 6 stagni, una profondità di 0,4-0,6 m e alimentate giornalmente con un flusso intermittente di 8000 m³ di acque già pretrattate meccanicamente.

Nello stesso periodo, nel Nord America, l'ecologo H.T. Odum e l'ingegnere ambientale R.H. Kadlec, realizzarono un cospicuo numero di impianti, impiegati in diverse applicazioni, tra cui la fitodepurazione delle acque reflue in un clima freddo e il riciclo e il riutilizzo delle acque reflue in ambiente urbano.²

Tra gli anni '80 e '90, complice l'intenso scambio d'informazioni tra l'Europa e l'America, si costituiva un gruppo di coordinamento, l'European Water Pollution Control Association, (EWPCA), che con l'ausilio di esperti, aveva tra gli obiettivi, la costituzione di linee guida per la fitodepurazione.

Grazie a questi scambi, i sistemi di fitodepurazione iniziavano a diffondersi in Europa, anche se l'interesse era rivolto ai sistemi HF (Horizontal Flow) realizzati in Danimarca, avendo come origine il RZM di Kickuth, ma con un'altezza ridotta rispetto alla lunghezza (quindi bacini bassi, ma più ampi e con tempi di passaggio più brevi) e una miglior distribuzione dell'acqua all'ingresso, tramite la suddivisione in più unità.

² Odum et al., 1977; Ewel and Odum, 1984
Kadlec et al., 1975, Kadlec and Tilton, 1979

Negli ultimi anni, anche con l'ausilio di esperti del settore, come H. Brix, J. Vyzmal, D. Cooper, R.L. Knight e molti altri, le rese degli impianti sono sempre più efficienti, riuscendo a trattare non solo i composti specifici in un refluo, ma anche a rimuovere elementi come l' azoto e il fosforo e i metalli pesanti.

Breve descrizione dei sistemi di fitodepurazione impiegati.

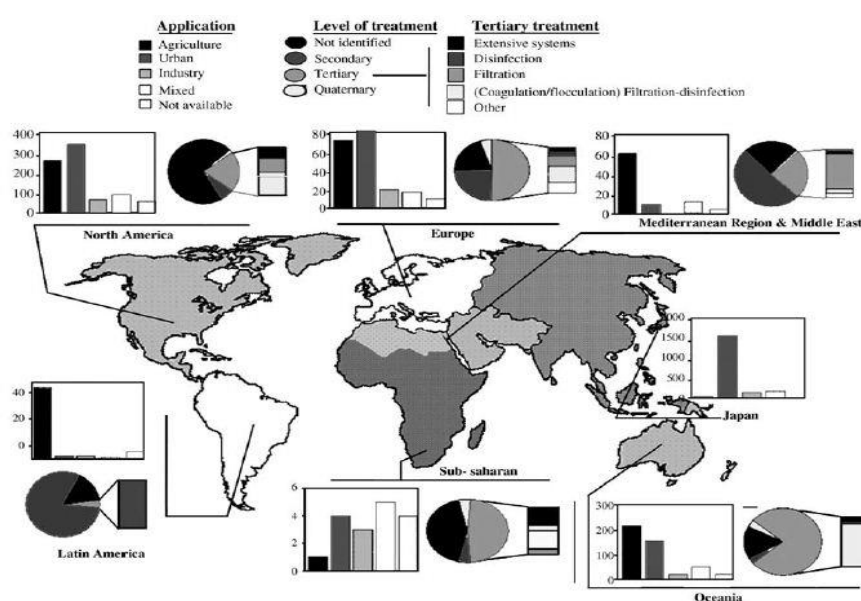
I sistemi di fitodepurazione (CWs) vanno distinti soprattutto in relazione del percorso idraulico del refluo e dalla tipologia di specie vegetali da adottare (macrofite galleggianti, sommerse o emergenti).

Nel dettaglio, questi sistemi si presentano in due tipologie: a flusso libero o FWS (Free Water System) e a flusso sub-superficiale o SFS (Subsurface Flow System), a cui sono a loro volta suddivisi in flusso orizzontale o HF (Horizontal Flow) e flusso verticale o VF (Vertical Flow).

Il primo tipo di sistema; in cui vi sarà un richiamo a fine capitolo; ha un'impostazione più naturalistica, in quanto l'utilizzo dei materiali tecnologici è molto ridotto, riproduce l'habitat tipico delle zone palustri, ma a causa dell'impiego di superfici, in genere, molto ampie, il suo impiego è finalizzato spesso per l' affinamento delle acque (trattamento terziario).

Il sistema a flusso sub - superficiale invece, presenta un aspetto più ingegnerizzato, poiché per la realizzazione dell'impianto, oltre le piante, sono impiegati anche altri elementi: laterizi, materiale plastico, e in alcuni casi, sistemi di sollevamento.

In questi impianti, il refluo scorre - in senso orizzontale o verticale - attraverso i filtri di materiale inerte (sabbia o ghiaia), è degradato dai microrganismi (batteri, protozoi e rotiferi) che vivono tra l'apparato radicale delle macrofite; difatti la presenza delle radici aumenta la superficie di adesione delle colonie, riducendo nel contempo l'area dell'impianto, cosa non attuabile per un sistema a flusso libero.



Numero di programmi di riutilizzo dell'acqua per campi di applicazione e per livello di trattamento nel Mondo (Bixio et al, 2005).

Sistemi a flusso sub - superficiale orizzontale (SFSh o HF)

Questa tipologia d'impianto risulta idoneo per quelle piccole e medie utenze, che hanno l'esigenza di rimuovere grandi quantità di carico organico, solidi sospesi e carica microbica, ma non di azoto, in quanto non è vi è un'ossidazione spinta delle sostanze azotate ridotte.

Il refluo non è a diretto contatto con l'atmosfera, bensì scorre sotto la superficie filtrante, in senso orizzontale, a contatto con il materiale di riempimento della vasca e in condizione di saturazione continua (reattori plug-flow).

La rimozione del contenuto degli effluenti può esser condizionata dalla scelta del metodo di dimensionamento adottato; tra questi quelli più utilizzati sono:

- **Metodo Kadlec & Knight** (1996), la rimozione di tutti i contaminanti avviene per decadimento, in cui il bilanciamento della massa del refluo, è calcolato empiricamente attraverso la formula:

$$k + C^* = q \left(\frac{dC}{dy} \right) = kA (C - C^*)$$

Dove:

y: è la distanza frazionata tra ingresso e uscita

C: è la concentrazione chimica (g m^{-3})

kA: è il tasso di rimozione areale costante (m/ anno)

C*: è la concentrazione chimica residuale o di fondo (g m^{-3})

Tale modello, di facile applicabilità, non prende in considerazione il valore della temperatura, in cui dipendono i processi biologici.

- **Metodo Reed, Crites & Middlebrooks**, una parte dei contaminati (BOD, azoto ammoniacale e azoto nitrico) è rimossa attraverso una reazione cinetica di prim'ordine:

$$\frac{C_o}{C_i} = e^{(-kT^*HRT)}$$

Dove:

C_o è la concentrazione del BOD5 all'uscita (in mg/L)

C_i è la concentrazione del BOD5e all'ingresso (in mg/L)

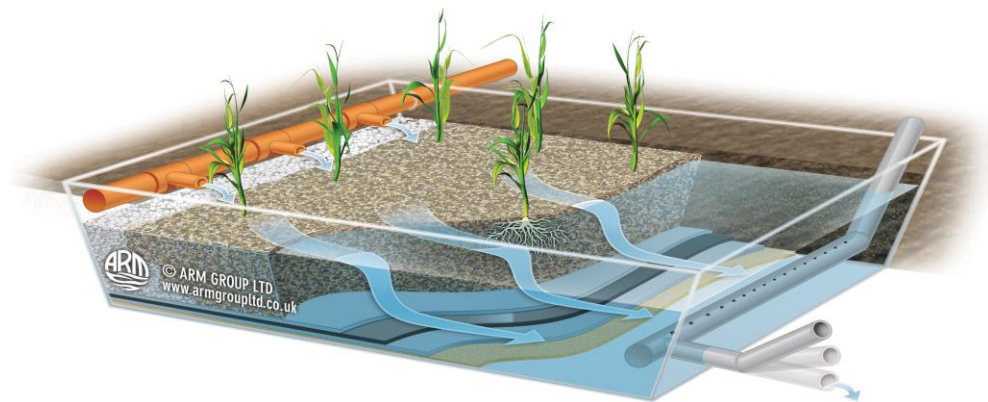
$-kT$ è il coefficiente di rimozione in giorni ($K_{20} * \Theta^{(T-20)}$)

HRT è il tempo di ritenzione idraulica ($\frac{A * h * \epsilon}{Q}$)

mentre per SST, fosfati e coliformi fecali, la rimozione avviene gradualmente, come per gli stagni di stabilizzazione.

La vasca, al fine di garantire una distribuzione più uniforme del flusso in tutto il bacino e di facilitare le operazioni di manutenzione e ispezione, è consigliabile che sia rettangolare o trapezoidale; adiacente alla sezione d'ingresso del bacino, per limitare eventuali intasamenti al sistema di alimentazione, è presente un filtro di ghiaia grossolana larga circa 1m.

Se qualora la larghezza del sistema di alimentazione, per fini progettuali, sia superiore ai 15 m, sarebbe opportuno realizzare altri moduli uguali al sistema di alimentazione, frazionando il refluo tra le varie linee attraverso un pozzetto di ripartizione.



Sistemi a flusso sub - superficiale verticale (SFSv o VF)

Sebbene questo sistema possa presentare delle similitudini con gli impianti HF, i sistemi VF si differenziano da questi, per diversi aspetti: la modalità di distribuzione del refluo nelle vasche, i rendimenti depurativi e la disposizione del medium di riempimento.

Infatti, a differenza del sistema HF, la distribuzione del refluo avviene in modo alternato; moderando in questo modo i tempi di riossigenazione del letto, permettendone quindi la variazione della frequenza e del carico idraulico all'ingresso, mediante l'impiego di dispositivi autoadescanti.

In letteratura esistono due metodi per il dimensionamento di questi impianti: americano e tedesco.

Nel primo metodo, si considerano il fabbisogno di O_2 sulla base di 1 kg per ogni kg di BOD_5 e 4,3 kg per ogni kg di NH_4^+ , dimensionando il letto verticale con un coefficiente di aereazione superficiale pari a 30 g di O_2/m^2 , fissandone l'altezza a 0,9 m; in questo modo si ottiene una superficie, in cui sarà aumentata, per via cautelativa, del 25%.

Nel secondo metodo, invece, si basa sulla domanda di ossigeno (OD) riguardo alla costante (Ka)

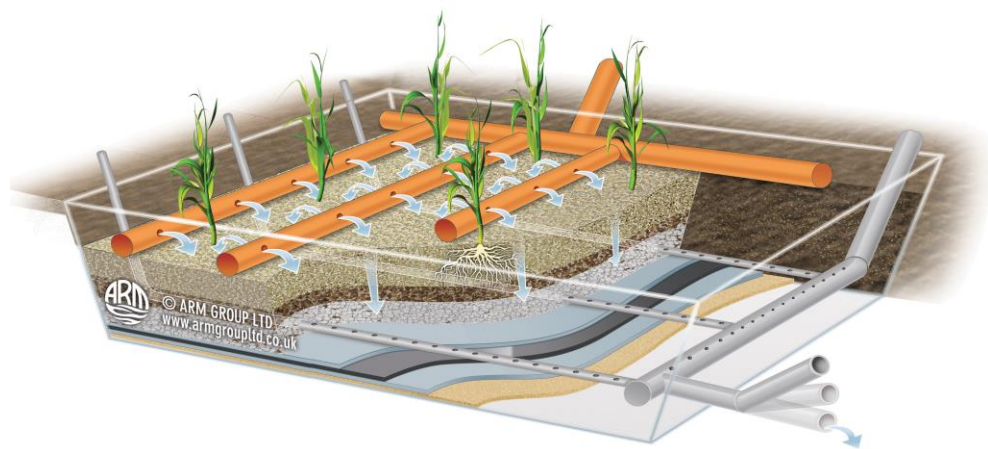
$$A_s = \frac{OD}{Ka} + 0,25 * \frac{OD}{Ka}$$

Dove:

OD è $0,85 \times 0,7 \times COD_{inf} + 4,3 TKN_{inf}$ - $0,1 \times 2,9 \times TKN_{inf}$, ossia la rimozione del COD all'85% incrementato dal consumo di ossigeno di 0,7 g O₂/g COD, aggiungendo 4,3 g O₂/g TKN, detraendo il recupero per denitrificazione di g 2,9 di O₂/g NO₃ per un indice del 10%

Ka è una costante, pari a 30 ~ 56 gr O₂/m²die

Come per i sistemi HF, anche questa tipologia d'impianti prevede la presenza d'inerti di diversa granulometria, la cui disposizione può variare, a seconda se si adotta il modello anglosassone (ghiaia media da 8-16 mm) o tedesco (sabbia grossolana da 0-3 mm), per ottenere il massimo rendimento, è consigliato l'impiego di diverse granulometrie, soprattutto medio - fini e fini, in modo da avere una distribuzione più uniforme del refluo.



Sistemi a flusso libero (FWS)

In questa tipologia d'impianti, il flusso d'acqua da depurare scorre direttamente a pelo libero in ampi bacini sviluppati in lunghezza.

A differenza dei sistemi subsuperficiali, che si sono sviluppati

soprattutto in Europa, i sistemi a flusso libero hanno trovato impiego principalmente nei paesi anglosassoni (soprattutto USA, Canada e Australia), a causa della disponibilità di aree richieste. La profondità dei bacini in genere è di 20 ~ 50 cm (raramente supera i 75 cm) in cui sono piantumati vari tipi di specie acquatiche.

I processi depurativi che avvengono in questi sistemi sono simili ai stagni aerobici - anaerobici (sebbene questi presentino una profondità maggiore 1~2 m e un periodo di ritenzione che oscilla fra i 25 e 180 giorni, calcolato in relazione al carico di BOD e alla temperatura a cui vengono esposti), in cui si aggiungono i contributi delle piante, la cui porzione emergente costituisce il supporto per le colonie batteriche.

Il tipo di depurazione è principalmente aerobico, con fenomeni di anaerobiosi nelle zone di sedimentazione.

Questo tipo d'impianti, presenta il vantaggio di esser più economici rispetto ai sistemi subsuperficiali (poiché sono escluse le zone d'ingresso e uscita del refluo e l'assenza degli inerti da filtrazione) e di garantire i processi di ossidazione della sostanza organica e dei composti azotati.

Di contro però la superficie libera che è a contatto con l'atmosfera, può favorire la diffusione d'insetti e nelle zone di ristagno, odori sgradevoli, fenomeni particolarmente marcati se il refluo ha subito un solo trattamento primario.

Per il dimensionamento di questi impianti, come accennato nei sistemi SF, i parametri da osservare sono il carico organico (espresso come BOD₅) e i solidi sospesi.

In questo caso, il rapporto tra il tempo di ritenzione e la concentrazione di BOD in ingresso e in uscita è relazionata dal metodo Crites (1994):

$$\frac{C_u}{C_i} = \exp [-(k_T 86,68 t_{rit} - \log F)]$$

Dove:

C_u è la concentrazione di BOD5 in uscita (in mg/L)

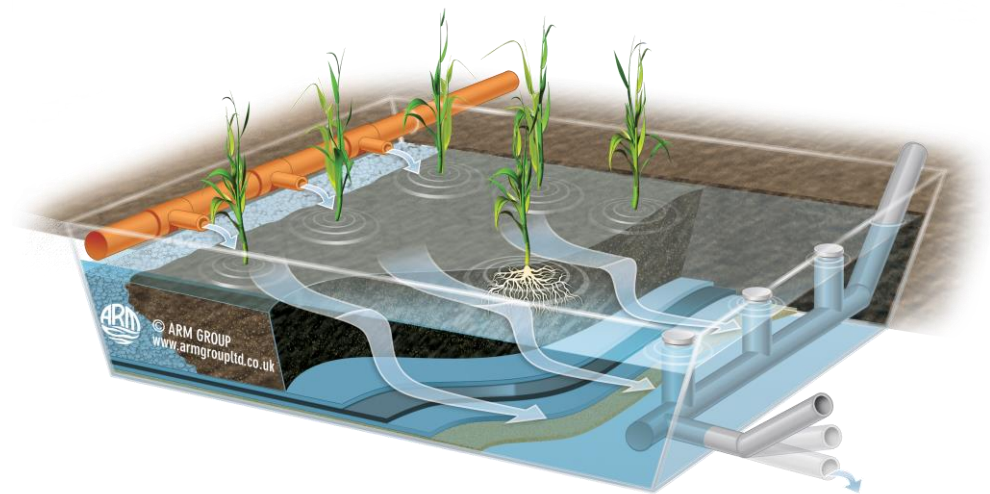
C_i è la concentrazione di BOD5 in entrata(in mg/L)

k_T è la costante cinetica di degradazione della S.O.(in die)

t_{rit} è il tempo di ritenzione idraulica (in die)

F è la frazione di BOD5 che non sedimenta nei primi metri, il cui valore può variare nel caso si tratti di effluenti da fossa settica (0,52), effluenti da stagno di ossidazione (0,75) o effluenti secondari o terziari (0,80).

86,68 è la costante che tiene conto l'area superficiale e dei volumi vuoti.



Sistemi combinati o ibridi

Esistono sia in letteratura a sia in campo applicativo, diverse combinazioni dei sistemi sopraelencati; attuando, attraverso una sistemazione in serie o in parallelo, un trattamento più spinto.

Infatti, come accennato in precedenza, a causa della limitata capacità di trasferimento dell'ossigeno, il sistema HF ha il difetto della scarsa capacità di nitrificazione, condizione invece opposta nei sistemi VF, che di contro, presentano una bassa denitrificazione.

Questi sistemi integrati, conosciuti come sistemi combinati o ibridi (*Hybrid systems*), permettono di migliorare notevolmente le capacità dei singoli sistemi, rilasciando un effluente con basso BOD, quindi con concentrazioni molto basse di N_{tot} .

Molti dei sistemi ibridi di recente applicazione, si basano sul modello iniziale VF - HF sviluppato da Seidel nel 1965.

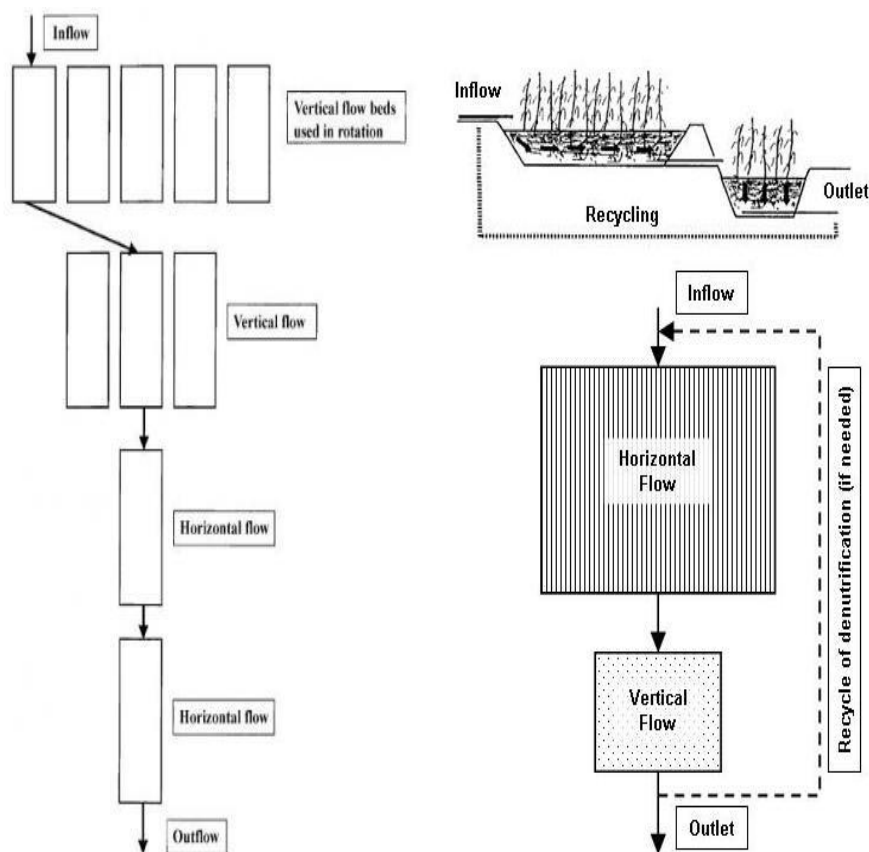
Il progetto prevedeva il passaggio del refluo in due serie di impianti VF disposti in parallelo (in cui erano piantumate *Phragmites australis*), seguite da due o tre serie di impianti HF (in questo caso erano presenti *Carex* e *Typha* spp).

Questo sistema, rivisto successivamente da J. Vymazal, il refluo, pretrattato in precedenza, era ritenuto nelle vasche del sistema VF per 1-2 giorni e in seguito, lasciato asciugare nei sistemi HF per 4-8 giorni.

Nella metà degli anni '90, Johansson e Brix introdussero un sistema

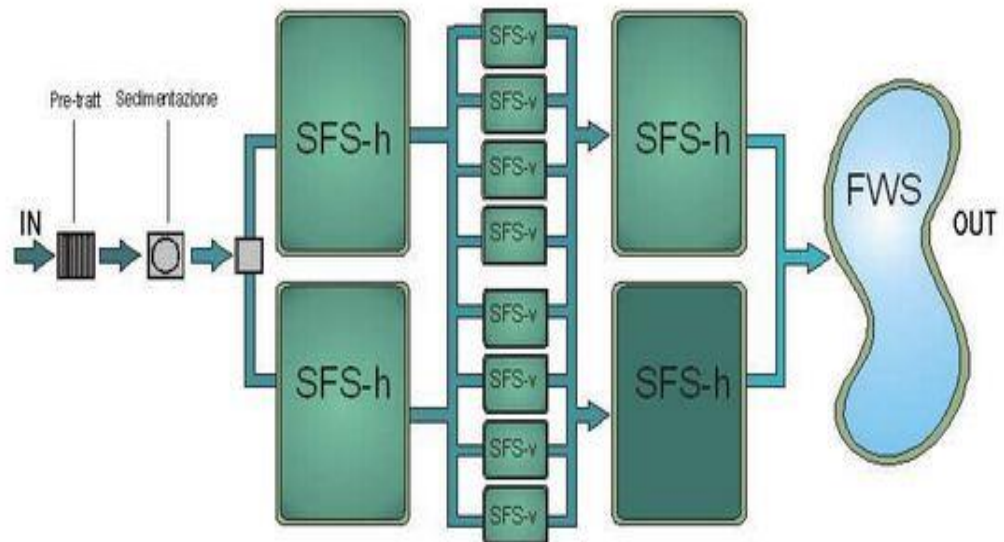
ibrido HF - VF: a monte, di dimensioni maggiori, era posto un sistema HF, seguito, con dimensioni più contenute, dal sistema VF.

Questa tipologia d'impianto è progettata per migliorare la rimozione dei nitrati, che avveniva nella fase finale, del processo depurativo. Qualora la rimozione non fosse sufficiente, è previsto, attraverso un sistema di pompaggio, il ricircolo dell'effluente in testa all'impianto, in modo di ottenere un ulteriore processo di denitrificazione.



Hybrid system: a sinistra modello VF - HF basato sull'idea di Seidel e riproposto da Vymazal; a destra, modello HF - VF basato sul progetto di Brix e Johansson.

Un altro sistema ibrido d'interessante applicazione presenta lo schema HF - VF - HF - FWS.



Da come s'intuisce, dopo il processo di nitrificazione - denitrificazione dei sistemi HF - VF, avviene un'ulteriore nitrificazione dell'effluente in un secondo sistema HF, completa il processo di affinamento il sistema FWS, procedendo con un ulteriore rimozione delle sostanze azotate e abbattimento della carica microbica.

Capitolo terzo

Le scelte di progettazione

Prima della realizzazione di un impianto di fitodepurazione, è sempre buona norma svolgere indagini preliminari sia sulla tipologia depurativa da adottare e sia sull'utilizzo finale del refluo, in modo tale che sia impiegato lo schema d'impianto più idoneo al processo depurativo.

Mentre la scelta delle caratteristiche tecniche di alcuni elementi, possono esser indipendenti, o meno, rispetto alla tipologia di sistema di fitodepurazione scelto (pretrattamento e impermeabilizzazione), altri invece possono subire cambiamenti rilevanti (sistemi di raccolta, alimentazione e regolazione).

Concettualmente possiamo schematizzare i processi fitodepurativi in: pretrattamento, sedimentazione primaria, impianto di fitodepurazione, ed in alcuni casi, affinamento.

La descrizione che seguirà tratterà principalmente gli impianti SFS (salvo diversa indicazione), a causa della loro complessità di progettazione e di realizzazione.

A monte dell'impianto è presente il sistema di **pretrattamento** dei solidi grossolani, la cui scelta va analizzata in base al tipo di fognatura presente (ad esempio per gli impianti misti, è impiegata la
grigliatura).

L'impianto di sedimentazione (*trattamento primario*), può esser costituito da una vasca Imhoff, una tricamerale o una classica vasca di sedimentazione; la scelta varia in funzione delle esigenze dell'impianto.

I tempi di detenzione degli effluenti, in questa parte dell'impianto, variano secondo la loro natura, nel caso di refluco civile i tempi stimati sono tra i 3 ~ 5giorni.

L'impianto di fitodepurazione (*trattamento secondario*), è il sito dove avviene la rimozione della carica microbica e dei nutrienti.

Nei casi in cui, al sistema di uscita dell'impianto di fitodepurazione, vi è la necessità di un'ulteriore trattamento, è presente il **sistema di affinamento** (*trattamento terziario*), con lo scopo di rendere l'effluente finale ancora più limpido e di rimuovere ulteriormente residui e colonie patogene.

Dimensionamento

Come citato in precedenza, la fase di dimensionamento dell'impianto è fondamentale per garantire l'efficienza depurativa; i parametri fondamentali da osservare sono:

Il **dimensionamento idraulico**, è una stima per calcolare la portata idrica giornaliera del refluco:

$$Q_s = \frac{N_{eq} * D * \alpha}{1000}$$

Dove:

N_{eq} è il numero degli abitanti equivalente (AE); è pari a 60 gBOD₅/d

D è il volume di acqua pro capite (l/ ab d) $d = 1.000 \cdot V / (P \cdot 365)$; in media 200 l/d

α è il coefficiente di afflusso (0,6 ~ 0,8)

L'area superficiale è il parametro base per il dimensionamento del carico organico (espresso in BOD₅), la cui espressione è la seguente:

$$A_s = Q \frac{\ln c_i - \ln c_u}{k_{BOD}(T)}$$

Dove:

A_s è l'area superficiale del letto (in m²)

Q è la portata giornaliera (in m³/d)

c_i concentrazione media di BOD₅ in ingresso (in mg/l)

c_u concentrazione media di BOD₅ in uscita (in mg/l)

$k_{BOD}(T)$ è la costante cinetica di biodegradazione del BOD₅ alla temperatura T (in m/d).

La costante k_{BOD5} , tiene conto oltre ai parametri di temperatura (che a 20°C presenta un valore compreso tra 0,005 e 0,25 m/d) e di Θ che nella relazione $k_{BOD}(T) = k_{BOD, 20} \Theta^{(T-20)}$ assume un valore di 1,1 anche del parametro della porosità del mezzo di riempimento ϵ e l'altezza liquida media del letto H .

Il **tempo di ritenzione** (o permanenza) effettivo, è la durata, espressa in giorni, di permanenza dell'effluente nel bacino di fitodepurazione; dove si tiene conto anche della porosità del materiale filtrante:

$$t_{ef} = \frac{A \cdot h \cdot \epsilon}{Q}$$

Dove:

A è la superficie del letto (in m²)

h è la profondità del letto (in m)

ϵ è la porosità del materiale filtrante di riempimento del letto,

Q è la portata dell'effluente da trattare (in m³/d)

Generalmente il tempo di permanenza per un trattamento secondario è compreso in un periodo di 3~8 giorni, nel caso di trattamenti terziari, i tempi sono inferiori.

La **profondità del letto**, solitamente presenta un'altezza fra 0,6 a 1 m, sebbene possa variare secondo la tipologia dell'impianto e dalle essenze impiegate; normalmente la quota alla sezione d'ingresso è di 0,6 m, il cui aumento è in rapporto alla pendenza del fondo del letto, di solito tra 1 ~ 5 %.

Un adeguato dimensionamento della profondità e della **larghezza** del letto, permette di abbattere i fenomeni d'intasamento cui può esser soggetto, infatti, se la larghezza del letto in corrispondenza della zona di alimentazione, risulta insufficiente rispetto alla portata di arrivo, può creare nelle fasi iniziali, fenomeni di allagamento del letto, creando quindi disagi di natura sanitari e ambientali.

La larghezza (**W**) è determinata dal rapporto tra l'area trasversale bagnata (**A_c**) e l'altezza del liquido nella zona di alimentazione (**H**):

$$W = \frac{A_c}{H}$$

Per assicurare una corretta distribuzione dell'effluente, la larghezza non dovrebbe superare i 30 m, indipendentemente dalla portata.

L'area trasversale (**A_c**), è determinata con la relazione di Darcy:

$$A_c \frac{Q}{K_r(dH/L)}$$

Dove:

Q è la portata da trattare in m^3/s (m^3/d)

K_r è la conducibilità idraulica a letto in esercizio (considerando cioè l'intasamento del letto in m/d).

dH/L è il gradiente idraulico (m/m), ossia il rapporto tra la quota del liquido all'uscita e la lunghezza del letto; influenza la modalità dell'alimentazione dell'impianto.

Materiale di riempimento

Il materiale di riempimento (*o medium di riempimento*), svolge il duplice ruolo di supporto per la vegetazione e di filtro meccanico per le sostanze contenute nel refluo, soprattutto per i sistemi SFS.

Difatti, l'avanzamento del refluo è condizionato dalla conducibilità idraulica, dipendente oltre dalle caratteristiche degli inerti, come tessitura e struttura, anche dalla viscosità e densità.

Il materiale di riempimento ha il compito di evitare fenomeni d'intasamento, e per far ciò, dev'essere composto da diverse granulometrie, inoltre, dev'esser *lavato* (cioè privo di fini, che andrebbero a ostruire gli interspazi degli inerti), arrotondato, possibilmente di origine silicea; a fronte di queste condizioni, sovente è impiegata ghiaia di fiume, ma sono stati raggiunti buoni risultati anche con materiali come lapillo vulcanico, pomice e argilla espansa.

Anche l'impiego di materiali di risulta, come ad esempio le scorie d'altoforno, contribuiscono notevolmente al contenimento dei nutrienti, specialmente se sono ricchi di ferro, però con l'accortezza che non creino inquinanti, quando avviene il contatto con il refluo.

Vegetazione

A causa della natura stessa degli impianti di fitodepurazione, le macrofite e microfite da impiegare, devono esser resistenti non solo alle variazioni del carico idraulico dell'impianto, anche dal contenuto degli elementi ivi contenuti; per cui, salvo diverse disposizioni dell'impianto, la scelta ricade su idrofite, igrofite ed elofite.

La scelta delle specie da impiegare è in genere misurata, sul contributo biologico e fisico – meccanico che esse apportano, per migliorare l'efficienza dell'impianto da adottare – HF, VF o FWS – e in relazione dalla tipologia e quantità del refluo da trattare.

I benefici che esse apportano sono notevoli:

- Riducono la velocità del flusso delle acque favorendone la filtrazione e la sedimentazione dei solidi sospesi;
- Riducono la velocità del vento sulla superficie dello specchio d'acqua riducendone l'effetto di agitazione e relativa risospensione dei sedimenti;
- L'apparato radicale ed il movimento delle piante contrastano il possibile intasamento del substrato.
- La superficie radicale delle piante, fornisce un'ampia area di colonizzazione per i microrganismi;
- La lettiera con il suo effetto pacciamante migliora l'isolamento in correlazione delle basse temperature;
- Assorbono dai liquami una quota, seppur modesta, di nutrienti (soprattutto azoto e fosforo);

- Favoriscono il trasferimento dell'ossigeno atmosferico all'interno del letto tramite l'apparato radicale;
- Producono biomassa che potrebbe essere impiegata per scopi diversi.

In genere la scelta ricade nelle specie appartenenti all'ordine delle *Poales*; a causa della loro capacità di adattamento ambientale, dei rendimenti depurativi, alla facile reperibilità e alla rapidità di crescita.

Tra queste la più famosa e adoperata è la cannuccia di palude (*Phragmites australis*), ma trovano largo impiego anche la tifa o mazza sorda (*Typha latifolia*), il giunco lacustre o lisca (*Schoenoplectus lacustris*) e la canna domestica (*Arundo donax*).

Segue una breve descrizione delle specie citate:

- **Cannuccia di palude** (*Phragmites australis*)

Specie erbacea perenne, rizomatosa, mediamente tollerante alla salinità, ha portamento eretto, il culmo, in fase di levata, può raggiungere anche i 6 m di altezza; in fase giovanile internamente è saturo di un tessuto spugnoso, lignificando in età adulta.

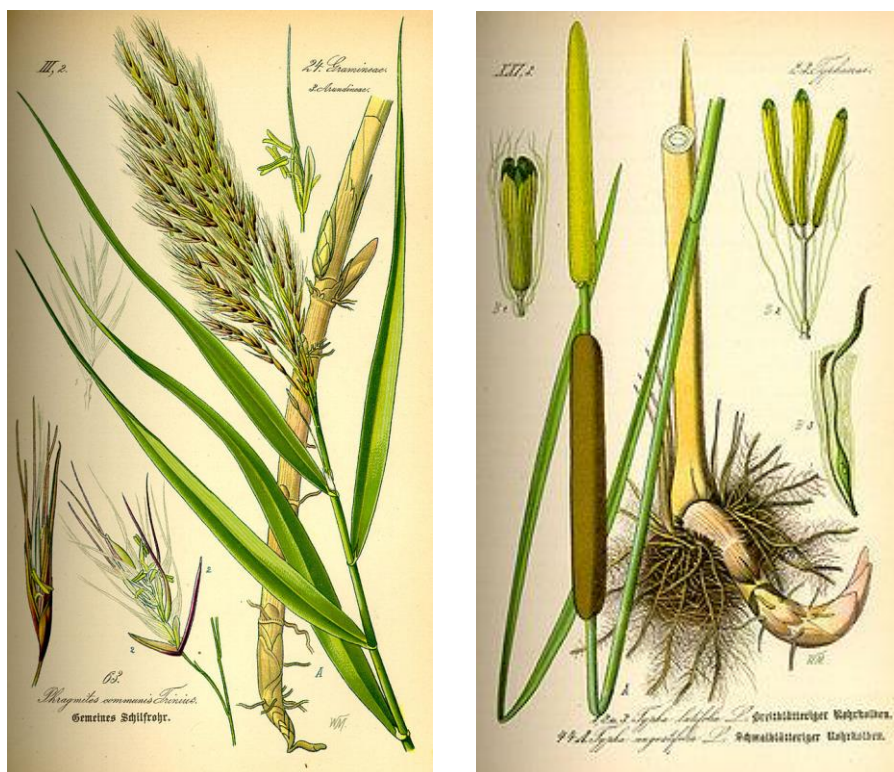
Le foglie, sono glabre, verdi o glauche, munite di false auricole, opposte, ampie e laminari, larghe 2 - 3 cm e lunghe da 15 a 50 cm.

L'infiorescenza è una pannocchia classica, di colore bruno o violaceo; dopo l'antesi, che va da giugno a settembre, presenta

un aspetto lanuginoso.

La spighetta è pluriflora, con due glume diseguali, più piccole nei successivi lemmi aristiformi, mutici, portano alla base una peluria lanuginosa solo sul peduncolo che lo porta; il frutto è una cariosside mutica, senza setola.

La propagazione avviene principalmente per mezzo dei rizomi.



A sinistra: *Phragmites australis*, a destra *Typha latifolia*.

- **Tifa o mazza sorda** (*Typha latifolia*)

Specie erbacea perenne, rizomatosa, portamento eretto, cresce principalmente in acque dolci, ma tollera anche gli ambienti salmastri (in misura inferiore rispetto femminile, cilindrica e contigua a quella maschile, la colorazione brunastra della spiga, è causata dalla maturazione degli stimmi.

L'antesi va da giugno fino a settembre; la spiga, rosso - brunastro è formata da migliaia di cipsele fusiformi, in cui giunti a maturità, sono dispersi dal vento. La propagazione avviene sia per mezzo dei rizomi stoloniferi che per seme. alla *Phragmites*); il culmo può raggiungere l'altezza di 2,5 m, le foglie sono verdi - bluastro, lineari, guainanti e parallelinervie, larghe 0,8 - 2,5 cm.

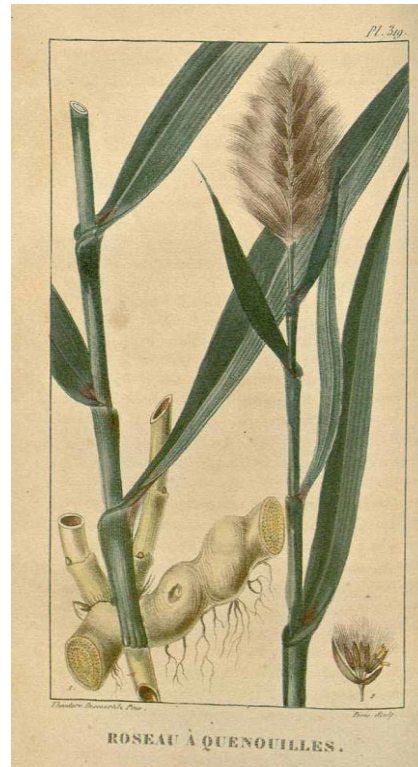
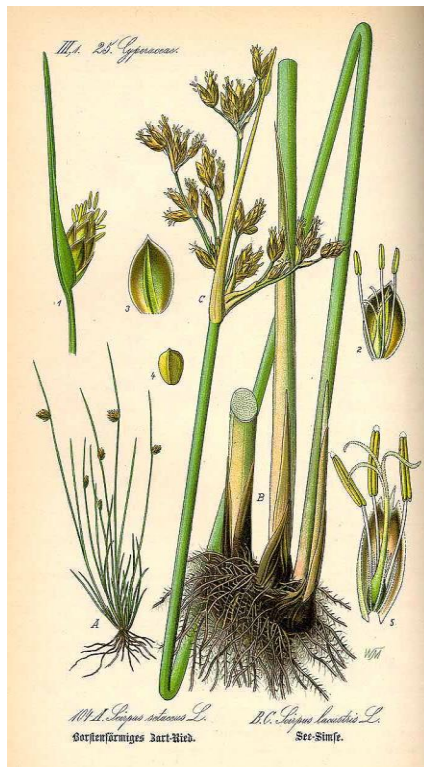
L'infiorescenza è formata da due spadici sovrapposti: quella superiore maschile, biancastra e conica, e inferiormente quella

- **Lisca lacustre** (*Schoenoplectus lacustris*, ex *Scirpus lacustris*)

Specie erbacea perenne, rizomatosa, internamente i culmi sono composti di un tessuto morbido e spugnoso, di colore biancastro, esternamente sono di colore verde scuro, conici ed eretti, con tendenza a inclinarsi in fase di fioritura, possono raggiungere un'altezza da 1 a 3 m.

Le foglie per lo più basali, sono brevi, lineari e guainate che avvolgono il culmo; l'infiorescenza è costituita da uno o più racemi terminali, i fiori, ermafroditi, sono inseriti in una o più

spighette peduncolate, di colore bruno; l'antesi avviene da maggio ad agosto, il frutto è un achenio. La propagazione avviene sia per seme e sia per rizoma.



A sinistra *Schoenoplectus lacustris*, a destra *Arundo donax*

- **Canna comune** (*Arundo donax*)

Specie erbacea perenne, rizomatosa, il culmo, come per la *P. australis*, è ricco di tessuto spugnoso in età giovanile, che lignifica durante la maturità, supera spesso i 6 m di altezza (in alcuni casi raggiungendo anche 10 m); le foglie sono alternate, grigio - verde chiaro, lunghe 30 - 60 cm e larghe 2 - 6 cm, presentano false auricole
color
giallo
crema.

L'infiorescenza è una pannocchia classica, leggermente più compatta rispetto la *P. australis*, il cui colore varia dal verde pallido al violaceo, dopo l'antesi, che va da luglio a settembre, presenta un

aspetto lanuginoso.

La spighetta è pluriflora, con glume uguali fra loro e grandi come l'intera spighetta; la resta è sull'apice del lemma, breve e tra due setole corte.

Il frutto è una cariosside aristata con tricomi sericei flessuosi e lunghi.

La propagazione avviene principalmente per rizoma (i semi sono poco fertili).

Recentemente, grazie alla sinergia tra design, tecnologia e sostenibilità, la componente vegetale ha contribuito a migliorare l'aspetto, non solo funzionale, ma anche estetico di questi impianti; specialmente per le aree adibite alla balneazione – come biolaghi e biopiscine – o per il verde urbano.



Sopra, impianto di recupero delle acque meteoriche (stormwater wetlands) presso il parco di Providence Estate, Greenvale, Victoria, Australia, sotto una biopiscina presso un agriturismo a Montepulciano (SI)



Impermeabilizzazione

Una delle caratteristiche più importanti della fitodepurazione, è data dall'impermeabilizzazione, naturale o artificiale, dell'impianto.

Difatti, questa caratteristica, consente non solo di isolare l'impianto dal contatto con suolo, evitando quindi inquinamento delle falda, ma anche di impedirne lo svuotamento del letto.

Secondo gli standard ATV del German Association for Water Pollution, per un'impermeabilizzazione naturale, occorre che la conducibilità idraulica K_f non sia superiore a 10^{-8} m/s, nel caso sia compresa tra 10^{-8} e 10^{-6} è opportuno uno studio del bacino.

Nei casi di conducibilità superiore a 10^{-6} m/s, è necessaria l'impermeabilizzazione artificiale, che si ottiene con diverse tipologie di materiali:

- Teli impermeabili, sono i materiali più usati, sia per la loro economicità sia per facile messa in posa, in genere sono in polietilene (HDPE o LDPE) o in PVC, con spessore di 0,5 ~ 1 mm, resistenti sia alle radici che ai raggi UV.

Dopo la messa in posa, onde evitare lesioni con il materiale riempimento, è fortemente raccomandato collocare un telo TNT (tessuto non tessuto).

Altre tipologie d'impermeabilizzazione sono:

- Strati di miscela suolo- bentonite (60 cm)
- Strati di argilla (30 cm)
- Pareti in vetroresina o in cemento.

Capitolo quarto

Descrizione tecnica dell'impianto di Sant'Andrea in Caprile

Sant'Andrea in Caprile è una frazione del comune di Capannori (LU), di cui dista 5,27 km, posta a 239 m s.l.m.; attualmente la popolazione residente è di 89 abitanti.

L'impianto è sito presso la località Buralla a 230 m s.l.m. con esposizione a Sud, dimensionato per servire un numero di 90 AE, per una portata unitaria di 224L/ AE/die. La sua tipologia è un sistema a flusso sub superficiale orizzontale (HF), la cui sezione è di forma trapezoidale, presentando un rapporto larghezza/lunghezza inferiore a 0,4 e una larghezza non inferiore a 4 m.

Il reattore HF è caratterizzato dall'assenza di ruscellamento superficiali dei reflui e dall'immissione dello stesso mediante condotte disperdenti, per cui, data anche gli esigui m³ trattati, è sprovvisto di sistemi di sollevamento.

Presenta un sistema di pretrattamento costituito da una vasca tricamerale da 18,8 m³, comprensiva di reparto sedimentazione e digestione, e a valle della vasca tricamerale, è posizionata una vasca Imhoff, funzionante tramite valvole.

Per la rimozione degli inquinanti, si ricorre a una cinetica di prim'ordine, applicando il modello Kadlec-Knight ($k-C^*$); con un tempo di ritenzione effettivo stimato di circa 4,5 d.

Il letto del reattore è costituito da sabbia grossa 2/5, mentre il medium del letto è costituito da ghiaia 20/40 avente un D190 di 25, disposto su tutta la base per un'altezza di m 1,1 (altezza media funzionale del letto 0,6 m), mentre nelle zone di testa e drenaggio del reattore è stata impiegata ghiaia 60/80.

Per l'impermeabilizzazione è stato impiegato telo plastico in LDPE di 1,5 mm con sovrapposizione di TNT 500, mentre per le essenze, è stata adottata una consociazione *Phragmites australis* + *Chrysopogon zizanioides*, con un sesto di impianto di 4p/m².



A sinistra: vista dall'alto dell'impianto (luglio 2015), in basso la vista frontale (novembre 2013).



Analisi del carico organico, fisico e chimico dell'impianto

Il campionamento è stato svolto in un arco temporale di tre mesi circa (4 /12/2013 - 27/2/2014), l' intervallo tra ogni campionamento di 15 giorni sono stati svolti 6 prelievi in entrata e 6 in uscita, per un totale di 12, durante la fase di prelievo, eseguita tra le 10:00 - 11:00, la temperatura media dell'acqua in entrata erano 10,2 °C, mentre in uscita 10,3°C.

La scelta di tale periodo per svolgere i campionamenti, era nata per valutare l'efficienza dell'impianto in un periodo dove le condizioni ambientali potevano esser considerate svantaggiose per la popolazione microbica (piogge e basse temperature).

Le analisi sono state condotte nel laboratorio di Acque S.p.A., presso la sede di Pontedera (PI); per la determinazione del pH, temperatura, O₂, BOD, COD, Azoto, Fosforo totale e SST, è stata impiegata la stessa procedura di analisi per i reflui provenienti dagli impianti tecnologici, citati nel primo capitolo.

Impianto di Sant'Andrea in Caprile														
Codice campione	Dettaglio punto	Data	T (°C)	pH	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	BOD/COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	Azoto totale mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Solidi Sospesi Totali g/L
21200/13	ingresso impianto	04/12/13	10,3	7,5						18,1	<0,05	<0,5		
22074/13	ingresso impianto	18/12/13	10,2	7,4						23,8	<0,05	<0,5		
392/14	ingresso impianto	09/01/14	10,2	7,6	0,9	1,16	14,6	<0,02	16,1	14,6	0,9	1,16	<0,1	<0,02
1962/14	ingresso impianto	29/01/14	10,3	7,6	<0,5	<0,05	3,5	<0,02	4,1	3,5	<0,5	<0,05	0,5	<0,02
2801/14	ingresso impianto	13/02/14	10,4	7,7	2,8	0,21	8,7	<0,02	7,3	8,7	2,8	0,21	<0,1	<0,02
3730/14	ingresso impianto	27/02/14	10,4	7,5	<0,5	<0,05	13,1		16,5	13,1	<0,5	<0,05		
	Media		10,3	7,6	1,05	0,49	9,9	<0,02	11	13,6	0,67	0,38	<0,1	<0,02
	Min		10,2	7,4	<0,5	<0,05	3,5	<0,02	4,1	3,5	<0,05	<0,05	<0,1	<0,02
	Max		10,4	7,7	2,8	1,16	14,6	<0,02	16,5	23,8	2,8	1,16	0,5	<0,02
Codice campione	Dettaglio punto	Data	T (°C)	pH	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	BOD/COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	Azoto totale mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Solidi Sospesi Totali g/L
21213/13	uscita impianto	04/12/13	10,4	7,3						12,5	<0,05	<0,5		
22057/13	uscita impianto	18/12/13	10,3	7,5						12,1	<0,05	<0,5		
392/14	uscita impianto	09/01/14	10,3	7,5	<0,5	<0,05	4,6	<0,02	5,6	4,6	<0,5	<0,05	<0,1	<0,02
1962/14	uscita impianto	29/01/14	10,3	7,5	<0,5	<0,05	10,7	<0,02	13,6	10,7	<0,5	<0,05	0,1	<0,02
2801/14	uscita impianto	13/02/14	10,4	7,7	<0,5	<0,05	2,1	<0,02	2,4	2,1	<0,5	<0,05	<0,1	<0,02
3730/14	uscita impianto	27/02/14	10,4	7,4	<0,5	<0,05	8,0		9,9	8,0	<0,5	<0,05		<0,02
	Media		10,4	7,5	<0,5	<0,05	6,1	<0,02	7,8	8,3	<0,5	<0,05	<0,1	<0,02
	Min		10,3	7,3	<0,5	<0,05	2,1	<0,02	2,4	2,1	<0,05	<0,05	<0,1	<0,02
	Max		10,4	7,7	<0,5	<0,05	10,7	<0,02	13,6	12,5	<0,5	<0,5	<0,1	<0,02

Da come si evince nella tabella, tutti i parametri sono conformi ai valori limiti di emissione in acque superficiali e in fognatura del D. Lgs 152/06 (Parte terza, Allegato 5, Tabella 3.)

Impianto di Colle di Compito															
Codice Campione	Tipo Punto	Data Prelievo 2014	Ammonio mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Azoto totale mg/L	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	pH	BOD/COD mg/LO2	Solidi sospesi totali g/L	T °C
DE00005A00	Ingresso impianto	15/01/2014	22.9	20.2	2.3	<0.05	32.0	52.2	678	1902	8.6	7.1	0.4	1025	
DE00005A00	Ingresso impianto	17/02/2014	37.4	32.3	2.5	0.60	20.6	52.9	475	951	7.4	7.3	0.5	618	
DE00005A00	Ingresso impianto	04/03/2014	12.6	11.2	1.3	0.08	12.5	23.7	154	393	3.8	7.2	0.4	264	
DE00005A00	Ingresso impianto	05/03/2014	29.2	24.2	1.3	0.16						7.3			
DE00005A00	Ingresso impianto	12/03/2014	44.6	35.6	<0.5	0.47	3.1	38.7	373	681	4.0	7.3	0.5	576	
DE00005A00	Ingresso impianto	09/04/2014										7.2			
DE00005A00	Ingresso impianto	07/05/2014	18.7	14.9	<0.5	<0.05	10.0	24.9			4.2	6.6		135	
DE00005A00	Ingresso impianto	04/06/2014	50.8	41.2	1.3	0.25	8.0	49.2			6.2	7.4		204	
DE00005A00	Ingresso impianto	18/06/2014												158	
DE00005A00	Ingresso impianto	02/07/2014	36.6	28.8	<0.5	<0.05	4.3	33.1			7.4	7.6		84	7.9
DE00005A00	Ingresso impianto	30/07/2014						21.7			4.2	7.3		282	8.2
DE00005A00	Ingresso impianto	27/08/2014						86.2			9.2	7.8		221	8.1
DE00005A00	Ingresso impianto	04/09/2014						43.9			5.2	7.5		217	7.7
DE00005A00	Ingresso impianto	24/09/2014	82.9	64.9	<0.5	<0.05	6.0	70.9			61.4	7.1		180	7.0
DE00005A00	Ingresso impianto	22/10/2014	47.3	37.2	<0.5	<0.05	18.2	55.4			8.5	7.1		554	7.4
DE00005A00	Ingresso impianto	19/11/2014	12.0	11.8	2.1	0.33	11.0	22.8			2.4	6.2		29	6.1
DE00005A00	Ingresso impianto	01/12/2014	25.4	21.4	1.5	0.10	4.6	26.0			2.7	7.4		53	7.3
DE00005A00	Ingresso impianto	18/12/2014									7.1				6.9
	Media		35.03	28.64	1.11	0.17	10.85	43.02	420	981.75	9.35	7.7	0.45	306.6	
	Min		12	11.8	<0.5	<0.05	3.1	21.7	678	1902	2.4	6.2	0.4	1025	
	Max		82.9	64.9	2.5	0.6	32	86.2	154	393	61.4	7.8	0.5	29	
Codice Campione	Tipo Punto	Data Prelievo 2014	Ammonio mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Azoto totale mg/L	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	pH	BOD/COD mg/LO2	Solidi sospesi totali g/L	T °C
DE00005A90	Uscita impianto	15/01/2014	<0.9	5.2	4.8	<0.05	2.2	7.4	6	21	0.6	7.0	0.3	7	
DE00005A90	Uscita impianto	17/02/2014	<0.9	5.7	5.2	0.11	1.6	7.3	<5	22	0.9	7.2	0.1	7	
DE00005A90	Uscita impianto	04/03/2014	<0.9	7.1	6.0	0.70	2.8	9.9	<5	36	1.2	7.2	0.1	<5	
DE00005A90	Uscita impianto	05/03/2014	<0.9	5.3	4.9	<0.05						6.8			
DE00005A90	Uscita impianto	12/03/2014	4.7	6.0	2.0	0.36	1.3	7.3	<5	24	1.4	7.3	0.1	<5	
DE00005A90	Uscita impianto	09/04/2014										6.9			
DE00005A90	Uscita impianto	07/05/2014	16.3	13.0	<0.5	<0.05	1.7	14.7			0.4	7.6		<5	
DE00005A90	Uscita impianto	04/06/2014	22.8	18.1	<0.5	<0.05	<1.0	18.5			0.9	7.2		8	
DE00005A90	Uscita impianto	18/06/2014												7	
DE00005A90	Uscita impianto	02/07/2014	23.1	18.6	0.6	<0.05	<1.0	18.9			1.7	7.7		5	7.9
DE00005A90	Uscita impianto	30/07/2014			<0.5	<0.02		21.1			0.8	7.8		9	8.2
DE00005A90	Uscita impianto	27/08/2014			6.1	<0.02		6.6			0.5	7.3		5	8.1
DE00005A90	Uscita impianto	04/09/2014			<0.5	<0.02		21.1			0.8	7.9		<5	7.7
DE00005A90	Uscita impianto	24/09/2014	23.8	18.8	<0.5	<0.05					1.1	7.4		8	7.8
DE00005A90	Uscita impianto	22/10/2014	16.8	13.4	<0.5	<0.05	1.1	14.5			1.0	7.9		<5	7.4
DE00005A90	Uscita impianto	19/11/2014	<0.9	3.8	1.1	2.29	<1.0	4.5			0.4	7.4		5	6.1
DE00005A90	Uscita impianto	01/12/2014	3.0	2.6	<0.5	<0.05	1.5	4.1			1.0	7.6		7	7.3
DE00005A90	Uscita impianto	18/12/2014									7.6				6.9
	Media		9.3	19.85	2.16	0.24	1.15	11.4	3	25.75	0.9	7.4	0.15	5.2	
	Min		<0.9	2.6	<0.5	<0.02	<0.1	21.1	<0.5	21	0.6	6.8	0.1	<5	
	Max		23.8	18.8	6.1	2.9	2.8	4.1	6	36	1.7	7.9	0.3	8	
Codice Campione	Tipo Punto	Data Prelievo 2013	Ammonio mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Azoto totale mg/L	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	pH	BOD/COD mg/LO2	Solidi Sospesi Totali g/L	T °C
696/13	Ingresso impianto	16-01-2013	6.7		2.6	<0.05		15.1	52	126	1.2	7.4		59	
2483/13	Ingresso impianto	13-02-2013	14.3	15.9	4.7	<0.05	8.3	24.2	29	181	2	7.5		71	
3977/13	Ingresso impianto	11-03-2013	4.9	6.4	2.6	<0.05	8.6	15	32	85	0.8	7.3	0.4	71	
4222/13	Ingresso impianto	13-03-2013	3.6	2.8	<0.5	<0.05	7	9.8	26	63	0.9	7.4	0.4	49	
6301/13	Ingresso impianto	10-04-2013	13.9	10.8	<0.5	<0.05	7.9	18.7	181	280	2.4	7.1	0.6	139	
6515/13	Ingresso impianto	15-04-2013	34.7	27.8	0.7	<0.05	10.9	38.7	131	254	4.7	7.1	0.5	112	
7842/13	Ingresso impianto	09-05-2013	41.3	32.5	<0.5	<0.05	8.6	41.1	151	306	5.2	7.4	0.5	129	
8190/13	Ingresso impianto	15-05-2013	91	71.3	<0.5	<0.05	11.2	82.5	216	604	24.4	7.5	0.4	240	
9517/13	Ingresso impianto	05-06-2013	40.4	32.4	0.8	0.09	7.2	39.6	142	349	5.9	7.4	0.4	162	
9776/13	Ingresso impianto	10-06-2013	26	21.4	0.6	0.51	13.5	34.9	160	494	5.2	7.3	0.3	261	
11288/13	Ingresso impianto	03-07-2013	46.8	36.8	<0.5	<0.05								7	
12148/13	Ingresso impianto	17-07-2013	48	37.7	<0.5	<0.05	12.4	50.1	209	465	6.7	7.3	0.4	218	
13208/13	Ingresso impianto	31-07-2013	55.1	43.8	0.8	<0.05	14.1	57.9	121	476	8.5	7.4	0.3	241	
13395/13	Ingresso impianto	05-08-2013	55.9	43.9	<0.5	0.06	7	50.9	132	391	15.8	7.3	0.3	260	
14328/13	Ingresso impianto	28-08-2013	46.5	36.5	<0.5	<0.05	14	50.5	143	540	7.1	7.4	0.3	195	
15309/13	Ingresso impianto	11-09-2013	54.7	42.9	<0.5	<0.05	7.6	50.5	182	459	6.5	7.6	0.4	183	
15552/13	Ingresso impianto	16-09-2013	62	48.8	<0.5	0.18	5.3	54.1		317	6.1	7.8		182	
16200/13	Ingresso impianto	25-09-2013	46.2	36.3	<0.5	<0.05	19.2	55.5	201	994	9.7	7.6	0.2	157	
17182/13	Ingresso impianto	09-10-2013	43.8	34.4	<0.5	<0.05	6.7	41.1	89	269	5.8	7.5	0.3	127	
17693/13	Ingresso impianto	16-10-2013	34.2	29.2	2.2	0.3	5.6	34.8	57	153	3.4	7.7	0.4	80	
18539/13	Ingresso impianto	28-10-2013	37.8	29.8	<0.5	<0.05						7.3			
19621/13	Ingresso impianto	11-11-2013	35.1	28	<0.5	0.34	4.7	32.7	137	264	3.8	7.5	0.5	130	
20733/13	Ingresso impianto	27-11-2013	32.9	25.9	<0.5	<0.05						7.4			
21387/13	Ingresso impianto	09-12-2013	31.9	25.4	<0.5	0.25	14.2	39.6	145	365	3.9	7.6	0.4	116	
22059/13	Ingresso impianto	18-12-2013	53.1	41.7	<0.5	<0.05						7.8			
	Media		38.4	31.8	0.8	0.09	9.7	39.9	127	354	6.2	7.4	0.4	152	
	Min		3.6	2.8	0.025	4.7	9.8	26	63	0.8	7	0.2	49		
	Max		91	71.3	4.7	0.51	19.2	82.5	216	994	24.4	7.8	0.6	261	
Codice Campione	Tipo Punto	Data Prelievo	Ammonio mg/L	Azoto inorganico mg/L	Azoto nitrico mg/L	Azoto nitroso mg/L	Azoto organico mg/L	Azoto totale mg/L	BOD mg/LO2	COD mg/LO2	Fosforo totale mg/L	pH	BOD/COD mg/LO2	Solidi Sospesi Totali g/L	T °C
714/13	Uscita impianto	16-01-2013	<0.9		5.1	<0.05		7.4	16	49	0.7	7.2		18	
2493/13	Uscita impianto	13-02-2013	<0.9	5.3	5.3	<0.05	<1.0	5.8	<5	27	0.4	7		12	
3985/13	Uscita impianto	11-03-2013	1.4	5.4	3.7	0.61	1.9	7.3	12	32	0.5	6.9	0.4	9	
4233/13	Uscita impianto	13-03-2013	<0.9	3.9	3.9	<0.05	2	5.9	11	31	0.4	7.1	0.4	12	
5448/13	Uscita impianto	28-03-2013	<0.9	3.5	2.9	0.62	1.5	5	7	36	0.6	7.3	0.2	<5	
6302/13	Uscita impianto	10-04-2013	<0.9	3.7	3.5	0.17	2.2	5.9	5	28	0.7	7.5	0.2	11	
6529/13	Uscita impianto	15-04-2013	<0.9	2.8	2.1	0.3	1.5	4.3	7	19	0.6	6.9	0.4	14	
7851/13	Uscita impianto	09-05-2013	5.4	4.5	<0.5	<0.05	1.5	6	11	24	0.3	7	0.5	17	
8203/13	Uscita impianto	15-05-2013	15.1	12.8	0.8	0.27	2.1	14.9	7	29	0.5	7.6	0.2	8	
9528/13	Uscita impianto	05-06-2013	6.3	7	1.9	0.2	<1.0	7.4	6	25	0.3	7	0.2	9	
9787/13	Uscita impianto	10-06-2013	6.2	6.8	1.6	0.35	<1.0	7.6	5	36	0.6	7	0.1	11	
10143/13	Uscita impianto	13-06-2013	8.2	8	1.3	0.3	<1.0	6.9	6	29	0.7	7.4	0.2	8	
11323/13	Uscita impianto	03-07-2013	1.2	3.3	2	0.36						7.1			
12165/13	Uscita impianto	17-07-2013	1.4	2.8	1.4	0.32	1.6	4.4	<5	29	1.2	7.1	0.2	6	
13218/13	Uscita impianto	31-07-2013	16.6	13.3	<0.5	0.06	<1	13.3	<5	34	0.5	7.3	0.1	7	
13404/13	Uscita impianto	05-08-2013	29	22.7	<0.5	<0.05	<1.0	23	11	48	3.7	7.8	0.2	16	
14346/13	Uscita impianto	28-08-2013	<												

Confronto tra impianto tradizionale e di fitodepurazione

Si è scelto di rapportare l'impianto di Sant'Andrea con un sistema di depurazione tradizionale, che è sito anch'esso nel comune di Capannori, ma nella frazione Colle di Compito.

I motivi della scelta di questo impianto sono plurimi:

- È sito nella stessa area comunale, quindi le variazioni ambientali che possono influire sull'esito delle analisi sono impercettibili.
- È dimensionato per un'utenza media - piccola (4800 abitanti), prestandosi quindi a un confronto accettabile.
- Tratta la stessa tipologia di refluo (100% domestico).
- Impiega un sistema di depurazione a fanghi attivi, quindi grazie ad un'ossigenazione continua, permette elevate rimozioni di nitrati e di BOD₅.

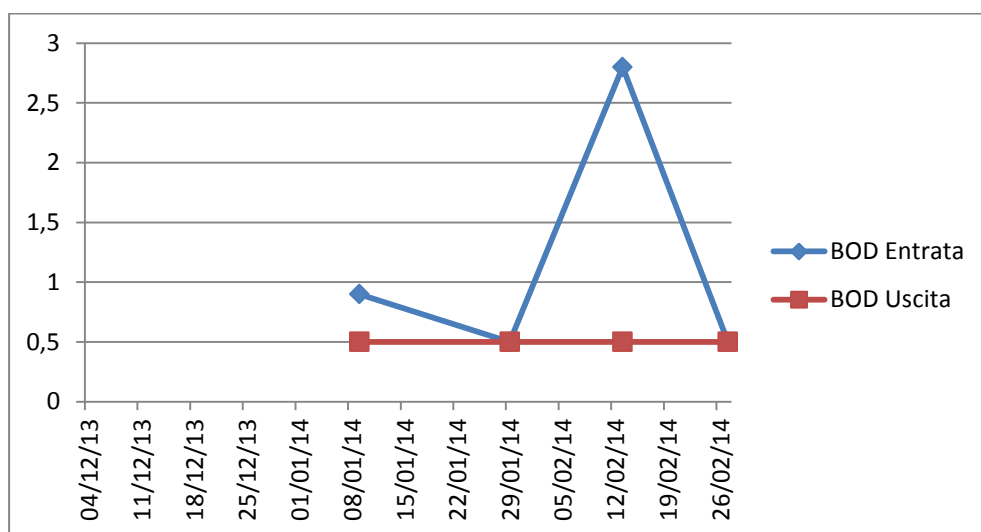
Quest'ultimo sarà il parametro di confronto tra i due impianti.

Il sistema a fanghi attivi un trattamento di tipo aerobico, condotto mediante un'aerazione, più o meno prolungata del refluo, all'interno di un reattore biologico; in questo modo si crea una sospensione, continua o discontinua, della biomassa attiva sotto forma di fiocchi.

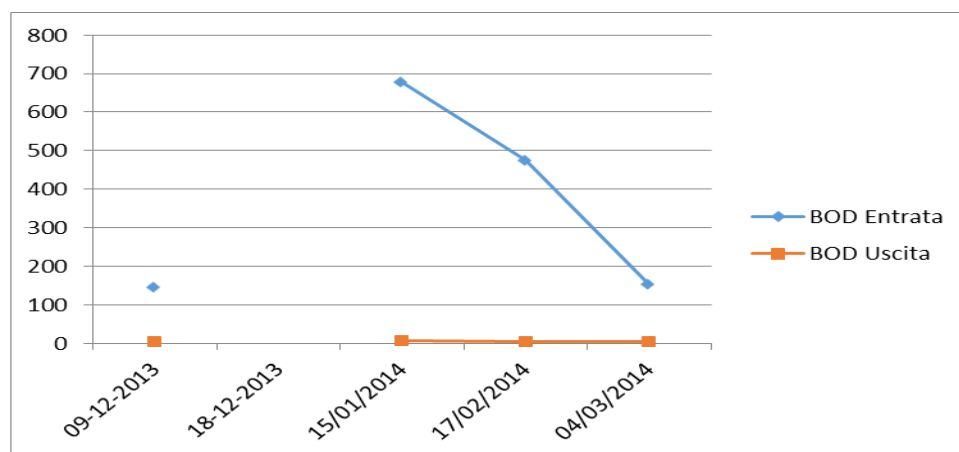
L'aereazione del refluo è effettuata o in modo meccanico o mediante insufflamento con aria compressa o O₂.

Per garantire un'elevata efficienza nell'abbattimento del BOD₅ e dei nutrienti presenti nel refluo, l'impianto di aereazione lavora in un ciclo continuo, richiedendo elevati consumi di energia elettrica.

L'impianto non rientra nel programma di monitoraggio ISO 500001 (risparmio energetico), di conseguenza sarà preso come modello di riferimento per i consumi, l'impianto di Baragaglia, sito nel comune di Calci (PI); suddetto impianto adopera lo stesso processo depurativo e serve lo stesso numero di abitanti.



In alto il grafico della percentuale di rendimento dell'impianto di Sant'Andrea, in basso l'impianto di Colle di Compito



La rimozione del BOD₅ è molto alta, quindi l'efficienza in entrambi gli impianti è elevata.

Depuratore Baragaglia - DE00002	2013		
Mesi	kWhACQUE/mese	mcTRATTATI/mese	IEE _q
Gennaio	20.813	33.036	0,630
Febbraio	19.766	26.667	0,741
Marzo	21.814	35.620	0,612
Aprile	25.650	30.215	0,849
Maggio	24.334	30.825	0,789
Giugno	21.993	37.796	0,582
Luglio	22.545	33.624	0,671
Agosto	21.861	35.940	0,608
Settembre	22.003	30.540	0,720
Ottobre	24.031	27.470	0,875
Novembre	22.325	26.910	0,830
Dicembre	24.087	24.334	0,990
	271.221	372.977	0,727
Depuratore Baragaglia - DE00002	2014		
Mesi	kWhACQUE/mese	mcTRATTATI/mese	IEE _q
Gennaio	24.290	31.499	0,771
Febbraio	23.252	29.379	0,791
Marzo	26.379	28.061	0,940
Aprile	24.717	20.684	1,195
Maggio	24.196	30.123	0,803
Giugno	22.407	33.555	0,668
Luglio	22.402	38.958	0,575
Agosto	24.269	32.724	0,742
Settembre	21.708	30.345	0,715
Ottobre			#DIV/0!
Novembre			#DIV/0!
Dicembre			#DIV/0!
	213.620	275.328	0,776

Nella tabella soprastante, sono indicati i consumi energetici di riferimento dell'impianto affine a Colle di Compito.

È bene ricordare che la tabella fa riferimento ai soli consumi per il trattamento delle acque reflue, per cui non sono inserite le voci riferite alle riparazioni, materiale di manutenzione, lubrificanti, stipendio personale,ecc.

Prospettive future: esempi di applicazione in ambito urbano e agrario

Come premesso nell'inizio della tesi, l'argomento si presenta molto vasto e con molteplici finalità, data la versatilità dei sistemi di fitodepurazione, si è scelto di illustrare due aspetti applicativi; uno in ambito urbano e un altro in ambito agricolo.

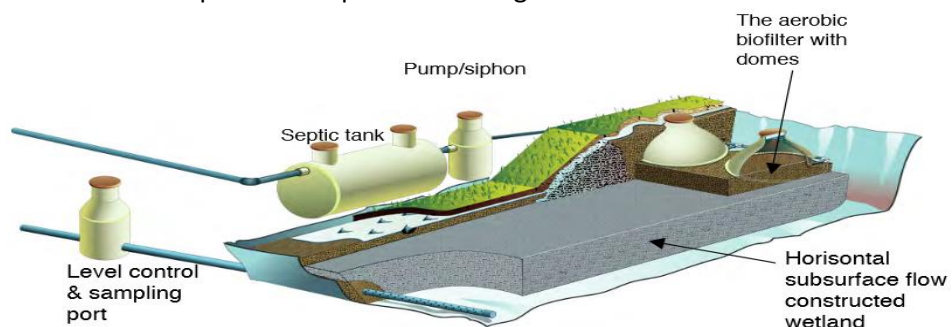
Nel un caso interessante e soggetto a diverse forme di studio è certamente il progetto Klosterenga, che prende il nome dall'omonimo quartiere di Oslo, in Norvegia.

Avviato nel 1997 e terminato nel 2000, è un complesso residenziale di 35 appartamenti per un totale di 100 abitanti.

Il complesso, oltre a ridurre del 40 % i consumi energetici, rispetto agli standard norvegesi, tramite un sistema integrato di riscaldamento solari passivi; possiede un sistema di depurazione integrato con un sistema SFS-HF.

Questo sistema, permette di occupare un area molto più esigua - $1\text{m}^2/\text{AE}$ – rispetto agli impianti di fitodepurazione tradizionali ($3\text{--}4\text{m}^2/\text{AE}$) e di ottenere elevate rimozione di COD₅, azoto e fosforo e un abbattimento totale dei coliformi fecali.

Schema dell'impianto di depurazione integrato





In alto: vista dell'impianto nel periodo invernale e in basso, nel periodo primaverile.

Un'altra tipologia di applicazione, già consolidata in molti casi di studio, è nel trarre dei benefici nel riuso delle acque reflue depurate.

Normalmente, per motivi di sicurezza igienica, queste acque sono riutilizzate solo dopo un processo di depurazione correttamente spinto e dopo un trattamento di affinamento.

Uno dei reimpieghi maggiormente adottati sono quelle per uso agricolo, che vanno distinti in:

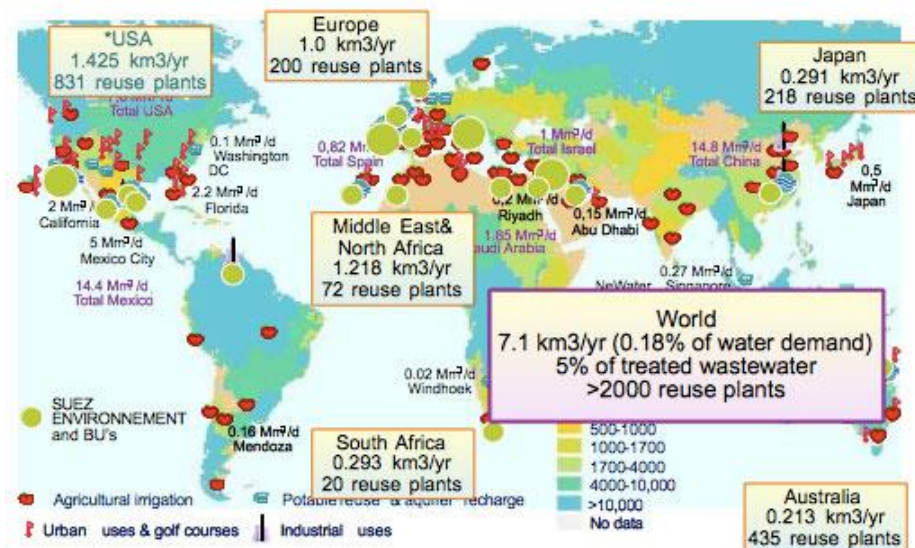
- utilizzo diretto (che vede il refluo, più o meno affinato, direttamente reimpiegato a scopo irriguo),
- utilizzo indiretto (ove il refluo è sversato in corpo idrico destinato all'uso irriguo).

in Puglia si sono realizzati numerosi impianti il cui effluente è destinato ad affinamento per successivo uso agricolo; inoltre, in questa Regione, sono recenti gli studi sperimentali, soprattutto finalizzati a definire la forma ottimale di disinfezione; in Sicilia e in Sardegna si stanno costruendo impianti con affinamento per uso irriguo dell'effluente; in Emilia Romagna si stanno utilizzando in agricoltura reflui trattati mediante fasi di affinamento sia chimico fisiche sia "naturali" (fitodepurazione).

All'estero, le applicazioni sono numerosissime: tra le tante si segnala il caso di Israele, ove oltre il 70% dei reflui urbani è reimpiegato in agricoltura.

Altre applicazioni in Messico, Giordania, Perù e Kuwait.

Wastewater Reuse in the world



Conclusioni

Da come si è osservato nel confronto dei dati dei due impianti, il sistema di fitodepurazione ha ottenuto risultati molto più che soddisfacenti, con rendimenti equiparabili agli impianti di depurazione tecnologici, ma nel contempo, con un costo di gestione, ammortamento e manutenzione nettamente inferiori.

Difatti gli impianti di depurazione tradizionali di piccole dimensioni, indicativamente al di sotto dei 2.000 abitanti equivalenti (AE), sono spesso caratterizzati da rilevanti problemi gestionali, legati principalmente alla fluttuazione del carico idraulico/organico che, alterando le dinamiche di crescita delle biomasse microbiche, rischia continuamente di compromettere le performance in termini di qualità del refluo in uscita.

Generalmente, nonostante i sistemi di fitodepurazione possano avere un costo di realizzazione pari o anche più elevato dei sistemi tecnologicamente avanzati, hanno il vantaggio di avere dei costi gestionali più contenuti (soprattutto per la necessità di minor impiego di manodopera specializzata) ed un impatto ambientale praticamente nullo, offrendo la possibilità di riutilizzare l'acqua per usi plurimi.

Soluzioni a confronto per la depurazione di reflui civili per piccole utenze/ agglomerati

SOLUZIONI	COSTO DI		COSTO		SPAZIO	RIUTILIZZO	IMPATTO SUL	DIFFUSIONE
	EFFICIENZA	REALIZZAZIONE	GESTIONALE	MANUTENZIONE				
H-SSF ⁽¹⁾	buona	medio	basso	bassa	elevato	possibile	contenuto	media
V-SSF ⁽²⁾	elevata	medio	basso	bassa	medio/elevato	possibile	contenuto	bassa
FWS	buona	medio	medio	media	elevato	possibile	contenuto	bassa
Imhoff + subirrigazione	bassa	medio	molto basso	molto basso	contenuto	–	contenuto	elevata
MBR	elevata	medio	medio/alto	media	contenuto	elevato	medio	bassa
SBR	elevata	medio	medio/alto	media	contenuto	elevato	medio	bassa
Fanghi attivi	buona	medio	medio/alto	media	contenuto	possibile	medio	alta

A fronte di questi vantaggi, bisogna comunque sempre evidenziare la necessità di superfici maggiori a parità di trattamento depurativo.

Il principale svantaggio della fitodepurazione, infatti, consiste proprio nelle elevate superfici necessarie, aspetto che può rappresentare un fattore fortemente limitante nei contesti territoriali dove il suolo disponibile, può rappresentare una risorsa limitata o preziosa.

Malgrado le potenziali prospettive future verso questo settore, l'Italia è ancora ben lontana rispetto altri paesi europei come Germania, Olanda, Francia, Regno Unito e Paesi Scandinavi.

La difficoltà dell'esigua messa in opera di questi impianti, soprattutto nell'ambito dei reflui civili, è imputabile a diversi fattori: da un lato la scarsa conoscenza da parte degli operatori del settore, Enti e Amministrazioni locali, i quali fanno tutt'ora affidamento ai sistemi tecnologici, sottovalutandone la potenzialità dei processi fitodepurativi; dall'altro lato, la difficoltà, in alcuni casi, nel trovare aree preposte per il dimensionamento di questi sistemi, soprattutto per quegli insediamenti superiori ai 5000 AE.

Bibliografia

AA.VV.: *"Fitotrattamenti nella depurazione di reflui civili": aspetti gestionali e ambientali*, CNR area della ricerca - Pisa, 10 marzo 2006.

AA.VV.: *"Processi estensivi di depurazione delle acque reflue": specifici per piccoli e medi insediamenti (500-5000 abitanti equivalenti)*, Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità Europee, 2001.

AA.VV.: *"Guida tecnica per la progettazione e gestione dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue urbane*, ISPRA - settore Editoria, Manuali e Linee Guida, 81/2012.

Biancucci G., Biancucci Ribaldone E.: *Il trattamento delle acque residue industriali e agricole*, Hoepli, Milano 1992.

Conley Lucy M., Dick Richard I., Lion Leonard L.: *An Assessment of the Root Zone Method of Wastewater Treatment*, pp. 239-247, Water Environment Federation, Vol. 63 n°3 , May- Jun 1991.

Criters Ronald W., Middlebrooks Joe E., Bastian Robert K., Reed Sherwood C.: *Natural Wastewater Treatment System*, Taylor & Francis grou LLC, Boca Ranton, Florida 2014.

Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152: "Norme in materia ambientale" pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.

EPA/625/ R -99/ 010: *Constructed Wetlands treatment of Municipal wastewater*, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio 45268

Mazzoni M., Pucci B., Masi F., Conte G., Martinuzzi N., Bresciani R.: *Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili*, ARPAT, Firenze 2005.

Masotti L., Verlicchi P.: *Depurazione delle acque delle piccole comunità*, Hoepli, Milano 2009.

Mitsch William J., Gosselink James G.: *Wetlands*, John Wiley & Sons Inc, Hoboken, New Jersey 2007.

Vymazal J., Kröpfelová L.: *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*, Springer Science + Business Media B.V., Netherlands 2008

Articoli

Abou-Elela Sohair I., Hellal Mohamed S.: *Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus*, Water Pollution Research Department, National Research Center, Giza, Egypt.

Bixio D., Thoeyea C., De Koningb J., Joksimovicb D., Savicc D., Wintgensd T., Melind T.: *Wastewater reuse in Europe*, Presented at the International Conference on Integrated Concepts on Water Recycling, Wollongong, NSW, Australia, 14–17 February 2005.

Brix Hans: *Do Macrophytes play a role in the Constructed treatment Wetlands?*, Department of plant Ecology, Institute of Biological Sciences, University of Aarhus, Nordlandsvej 68, DK - 8240 Risskov, Denmark.

Cloete T.E., Steyn P.L.: *The role of Acinetobacter as a phosphorus removing agent in activated sludge*; Water Research, Volume 22, Issue 8, August 1988, Pages 971–976.

Gunes K., Tuncsiper B., Ayaz S., Drizo A.: *The ability of free water surface constructed wetland system to treat high strength domestic wastewater: A case study for the Mediterranean*, Ecological Engineering 44 (2012) 278– 284.

Masi F., Bendoricchio G., Conte G., Garuti G., A. Innocenti A., Franco D., Pietrelli L., Pineschi G., Pucci B., Romagnoli F.: *Constructed Wetlands for wastewater treatment in Italy - State of the art and obtained results*, Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Orlando (USA) 01/2000.

Karathanasis A.D., Potter C.L., Coyne M.S.: *Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater*, Agronomy Department, University of Kentucky, N-122K Ag. Science North, Lexington, KY 40546-0091, USA.

Spieles Douglas J., Mitsch William J.: *The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems*, Environmental Science Graduate Program and School of Natural Resources, The Ohio State University, 2021 Coffey Road, Columbus, OH 43210, USA.

Urkiaga A., De las Fuentes L., Bis B., Chiru E., Balasz B.,
Hernández F.: *Development of analysis tools for social, economic and
ecological effects of water reuse*, Presented at AQUAREC 2006 —
Integrated Concepts for Reuse of Upgraded Wastewater, Barcelona,
1–3 February 2006

Zhi Wei, Ji Guodong: *Constructed wetlands, 1991–2011: A review of
research development, current trends, and future directions*, Key Laboratory
of Water and Sediment Sciences, Ministry of Education,
Department of Environmental Engineering, Peking University,
Beijing 100871, China.

Link correlati

<http://www.lowex.net/guidebook/cases/klosterenga.pdf>.

<http://www.armreedbeds.co.uk/>

<http://www.sira.arpat.toscana.it/>

<http://www.landezine.com>.

<http://www.lenntech.it>

<http://www.arpat.toscana.it>

<http://www.iridra.eu>

[http://www. water .epa.gov](http://www.water.epa.gov)

<http://www.acque.net>

